

# Selvitys kansainvälisistä käytännöistä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä

**CircVol-projektin taustaselvitys**

**Jani Häkkinen, Outi Pyy ja Jani Salminen**







# Selvitys kansainvälisistä käytännöistä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä

**CircVol-projektin taustaselvitys**

**Jani Häkkinen, Outi Pyy ja Jani Salminen**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43 | 2020  
Suomen ympäristökeskus  
Kulutuksen ja tuotannon keskus

Kirjoittajat: Jani Häkkinen, Outi Pyy ja Jani Salminen  
Suomen ympäristökeskus

Vastaava erikoistoimittaja: Ari Nissinen

Rahoittajat: Suomen rakennerahasto-ohjelma Kestävää kasvua ja työtä 2014–2020,  
Euroopan aluekehitysrahasto (EAKR), 6Aika-kaupungit ja Suomen ympäristökeskus

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)  
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Outi Pyy  
Kannen kuva: Adobe Stock

Julkaisu on saatavana veloituksetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke) sekä  
ostettavissa painettuna SYKEN verkkokaupasta: [syke.omapumu.com](http://syke.omapumu.com)

ISBN 978-952-11-5231-3 (PDF)  
ISBN 978-952-11-5230-6 (nid.)  
ISSN 1796-1726 (verkkokj.)  
ISSN 1796-1718 (pain.)

Julkaisuvuosi: 2020



Vipuvoimaa  
EU:lta  
2014–2020

**6Aika**



## Tiivistelmä

### **Selvitys kansainvälisistä käytännöistä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä. CircVol-projektin taustaselvitys**

Tämä selvitys käsittelee kansainvälisiä käytäntöjä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä. Se on kirjoitettu osana CircVol 6Aika - projektia (Suurivolyymisten sivuvirtojen ja maamassojen hyödyntäminen kaupungeissa). Projektin tavoitteena on edistää kiertotalouden mukaista liiketoimintaa sekä suurivolyymisten teollisten sivuvirtojen ja maamassojen hyödyntämistä maarakentamisessa.

Ruoppauksella pääasiassa rakennetaan, syvennetään ja ylläpidetään vesiväyliä ja satama-alueita, mutta sedimenttejä poistetaan myös monista muista syistä kuten vesirakentamisen ja rannoilla tapahtuvan rakentamisen vuoksi sekä etenkin ulkomailla myös ympäristön puhdistamiseksi. Tulvasuojeluhankkeet tai rannikon elinympäristöjen kunnostaminen ovat myös tavallisia ruoppauksen lähtökohtia.

Euroopan Unionilla ei ole erityistä ruoppaustoimintaa säätelevää direktiiviä. Useat unionin säädöksistä pyrkivät ohjaamaan toimintaa ympäristön kannalta kestäväan suuntaan. Lisäksi monet kansainväliset sopimukset, kuten HELCOM ja OSPAR, ohjeistavat ruoppaustoimintaa ja mereen läjittämistä. Valtioiden välillä on suuria eroja, miten ne ohjeistavat ruoppaustoimintaa, millä tavalla ruoppausmassoja voidaan tai tulee käsitellä taikka hyödyntää sekä missä määrin ruoppausmassoja arvostetaan luonnonvarana.

Ruoppaustoiminnalla ja varsinkin mereen läjittämisellä on vaikutuksia vesi- ja meriympäristölle. Siksi mereen läjittäminen ei ole suositeltava vaihtoehto, jos muita hyödyllisempiä kohteita ja käyttötapoja ruoppausmassoille on olemassa. Suomessa ruoppausmassoja on käsitelty lähinnä massastabiloimalla ja hyödyntämällä niitä joko satamarakenteissa tai muissa maarakennuskohteissa. Kansainvälisten esimerkkien mukaisesti käsiteltyjä ruoppausmassoja voitaisiin käyttää myös esimerkiksi viherrakentamisessa ja kasvatusalustoina taikka erilaisten tuotteiden, kuten laattojen ja tiilien, raaka-aineena.

**Asiasanat:** ruoppaus, läjitys, sedimentit, haitalliset aineet, käsittely, hyötykäyttö

## Sammandrag

### Utredning om internationella metoder för hantering och återvinning av muddermassor. CircVol-projektets bakgrundsutredning

Denna utredning behandlar internationella metoder för hantering och återvinning av muddermassor. Den är skriven som en del av CircVol 6Aika-projektet (Användning av sidoströmmar av stora volymer och jordmassor i städer). Syftet med projektet är att främja affärsverksamhet som stöder en cirkulär ekonomi samt användning av industriella sidoströmmar av stora volymer och jordmassor i mark- och anläggningsarbeten.

Genom muddring byggs, fördjupas och upprätthålls framför allt vattenleder och hamnområden, men sediment tas även bort av många andra anledningar, till exempel på grund av vattenbyggande och byggande som sker på stränder samt i synnerhet utomlands även för att rena miljön. Översvämningsskyddsprojekt eller restaurering av livsmiljöer vid kusten är andra vanliga anledningar till muddring.

Europeiska unionen har inget särskilt direktiv som reglerar mudderverksamhet. Många av unionens regelverk strävar efter att styra verksamheten i en riktning som är hållbar för miljön. Många internationella avtal, såsom HELCOM och OSPAR, utfärdar regler för mudderverksamhet och dumpning av muddermassor i havet. Det råder stora skillnader mellan staterna, hur de reglerar mudderverksamheten, på vilket sätt muddermassor kan eller ska hanteras eller återanvändas samt i vilken utsträckning muddermassor uppskattas som naturresurs.

Mudderverksamhet och framför allt dumpning av muddermassor i havet inverkar på vatten- och havsmiljön. Därför är muddertippning i havet inte ett alternativ att rekommendera, om det finns andra bättre ändamål och användningssätt för muddermassorna. I Finland har muddermassor främst hanterats i masstabilisering och genom att använda dem antingen i hamnkonstruktioner eller i andra jordbyggnadsprojekt. Tittar man på internationella exempel kunde behandlade muddermassor även användas till exempel vid anläggning av grönområden och som växtunderlag eller som råmaterial i olika produkter såsom plattor och tegel.

**Ämnesord:** muddring, deponering/muddertippning, sediment, skadliga ämnen, hantering, återvinning

## Abstract

**A study of international practices in the management and utilization of dredged material.  
A background study for the CircVol project.**

This study reviews international practices in the management and utilization of dredged material, and it was drafted as part of the CircVol 6Aika project (Utilization of high-volume side streams and masses of soil in cities). The aim of the project is to promote business that subscribes to the ideas of the circular economy and the utilization of high volumes of industrial side streams and earth masses in earthworks.

Dredging is mainly used in building, deepening and maintaining waterways and port areas, but also for removing sediments for many other reasons, such as water construction and construction on shores and also for decontamination purposes. Flood protection projects or rehabilitation of coastal habitats are also common grounds for dredging.

The European Union does not have a specific directive on dredging. Several of the Union's regulations seek to steer operations in an environmentally sustainable direction. Moreover, many international agreements, such as HELCOM and OSPAR, provide guidance on dredging and dumping at sea. There are major differences between countries in how they regulate dredging activities, how dredged material can or should be treated or utilized, and the extent to which dredged material is valued as a natural resource.

Dredging activities and the disposal of dredged material at sea have impacts on the aquatic environment. Therefore, dumping at sea is not a recommended option if other more beneficial sites and uses for dredged material exist. In Finland, dredged material has primarily been handled by mass stabilization and used in either port structures or other earthworks. The treated dredged material could also be used, for example, in landscaping and as growing media, or as raw material for various products, such as tiles and bricks.

**Keywords:** dredging, disposal, dumping, sediments, harmful substances, treatment, utilization





## Esipuhe

Tämä selvitys käsittelee kansainvälisiä käytäntöjä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä ja se on kirjoitettu osana CircVol 6Aika -projektia (Suurivolyymisten sivuvirtojen ja maamassojen hyödyntäminen kaupungeissa). CircVol -projektin tavoitteena on toimijaekosysteemin kokoaminen ja toimintamallien kehittäminen, jotta saadaan ratkaisuja ”6Aika kaupunkien” suurivolyymisten teollisten sivuvirtojen ja infrarakentamisen seurauksena syntyvien maamassojen hyödyntämiseen. Massojen tehokkaalla kierrättämisellä ja uudelleen hyödyntämisellä voidaan saada aikaiseksi muun muassa luonnonvarojen säästymistä, ympäristökuormituksen ja haitallisten ympäristövaikutusten vähenemistä, kaatopaikatilan tarpeen vähentymistä, sekä usein myös huomattavia taloudellisia säästöjä.

Suomessa ruopataan vuosittain keskimäärin lähes kaksi miljoonaa kuutiota (yksi kuutiometri vastaa tyypillisesti puoltatoista tonnia sedimenttiä) meri- ja vesisedimenttejä. Yksittäisten suurten hankkeiden vuoksi määrä vaihtelee vuosittain huomattavasti. Syntyneet ruoppausmassat on pääosin sijoitettu merialueilla sijaitseville läjityspaikoille. Läjityksen haitallisten vesistövaikutusten vuoksi on jo vuosikymmenten ajan pyritty löytämään vaihtoehtoisia tapoja käsitellä ja sijoittaa ruoppausmassoja. Käsitelymenetelmien ja uusien hyödyntämistapojen – ja kohteiden kehittämistä ovat vauhdittaneet erityisesti myös kiertotalouden ja kestävän kunnostamisen periaatteiden edistämiseen liittyvät paineet. Tämän raportin tavoitteena on luoda katsaus alan kansainväliseen toimintaan ja siten rohkaista suomalaisia toimijoita kehittämään ruoppausmassojen käsittelyä ja edistämään niiden hyötykäyttöä.

Kirjallisuuskatsaus on koottu Suomen ympäristökeskuksessa. Tutkija Jani Häkkinen on vastannut pääosin raportin tietojen kokoamisesta ja kirjoittamisesta. Tekstien täydentämiseen ja viimeistelyyn ovat osallistuneet johtava asiantuntija Outi Pyy ja ryhmäpäällikkö Jani Salminen. Lisäksi tutkija Topi Turunen on kommentoinut EU:n jätesäädöstekstejä ja tutkija Henna Jylhä ja visuaalisen viestinnän suunnittelija Kai Widell (kuva 4) ovat muokanneet raportin kuvia.

Projektia rahoittavat Suomen rakennerahasto-ohjelma Kestävää kasvua ja työtä 2014–2020, Euroopan aluekehitysrahasto (EAKR), kuutoskaupungit ja muut hanketoteuttajat sekä Suomen ympäristökeskus. Raportin kirjoittajat kiittävät rahoittajia mahdollisuudesta toteuttaa selvitys ja toivovat, että raportin tulokset edesauttavat CircVol-projektin tavoitteiden saavuttamista suurivolyymisten ruoppausmassojen osalta.

Helsingissä syyskuussa 2020

Jani Häkkinen, Outi Pyy ja Jani Salminen

# Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag.....	4
Abstract.....	5
Esipuhe.....	7
<b>1 Johdanto.....</b>	<b>11</b>
<b>2 Ylikansallinen sääntely.....</b>	<b>13</b>
2.1 EU-sääntely.....	13
2.2 Kansainväliset sopimukset.....	16
<b>3 Kansallista lainsäädäntöä ja ohjeistusta.....</b>	<b>20</b>
<b>4 Haitallisten aineiden arviointikriteereitä.....</b>	<b>23</b>
4.1 Haitallisten aineiden raja-arvot.....	23
4.1.1 Euroopassa ruoppausmassoille asetettuja pitoisuustasoja.....	24
4.1.2 Läjityskelpoisuuden pitoisuustasot Suomessa.....	27
4.1.3 Vaihtelevat arviointiperusteet.....	29
4.2 Biotestit ruopattavien sedimenttien riskejä arvioitaessa.....	29
<b>5 Sedimenttien haitalliset aineet.....</b>	<b>31</b>
5.1 Näytteenotto.....	32
5.2 Ruoppausten ja läjitysten ympäristövaikutuksia.....	33
<b>6 Sedimenttien käsittely ja puhdistaminen.....</b>	<b>36</b>
6.1 Sedimenttien peittäminen ja luontainen puhdistuminen.....	36
6.2 Ruoppausmassan esikäsittely.....	36
6.3 Ruoppausmassan puhdistaminen.....	37
6.3.1 Massastabilointi.....	38
6.3.2 Biopuhdistaminen.....	40
6.3.3 Massojen pesu.....	41
6.3.4 Lämpökäsittely.....	42
6.3.5 Lasittaminen ja plasmakäsittely.....	42
6.3.6 Hapetus, pelkistys ja kelatointi.....	42
6.4 Yhteenveto puhdistamisesta.....	43
<b>7 Hyötykäyttökohteita.....</b>	<b>44</b>
<b>8 Esimerkkejä ruoppausmassojen hyödyntämisestä.....</b>	<b>48</b>
8.1 Gävlen satama Ruotsissa.....	48
8.2 The IJsseloog Alankomaissa.....	49
8.3 New Jersey Yhdysvalloissa.....	50
8.4 Ruoppausmassojen hyödyntäminen Suomessa.....	51
8.5 Kansainvälisiä esimerkkejä viherrakentamisesta ja ekologisesta kunnostamisesta.....	52

<b>9 Ruoppausmassojen käyttö tuotteissa .....</b>	<b>54</b>
<b>10 Yhteenveto .....</b>	<b>56</b>
Lähteet.....	57
Liite .....	62



# 1 Johdanto

Tämä selvitys käsittelee kansainvälisiä käytäntöjä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä. Ruoppauksella pääasiassa rakennetaan, syvennetään ja ylläpidetään vesiväyliä ja satama-alueita, mutta ruoppausta tehdään myös monissa muissa tarkoituksissa esimerkiksi rannoilla tapahtuvan vesirakentamisen yhteydessä. Ruoppaustoiminnan seurauksena syntynyt aines määritellään ruoppausmassaksi.

Ruoppaus- ja läjitystoiminta muodostavat monivaiheisen prosessin. Ennen ruoppauksen toteutusta tulee mm. selvittää sedimentin fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia, tunnistaa mahdolliset haitta-aineet sekä selvittää niiden pitoisuuksia ja kokonaismääriä, kartoittaa ja vertailla ruopattavien sedimenttien käsittely- ja hyödyntämisvaihtoehtoja sekä suunnitella ja valmistella ruoppaus ja ruoppausmassan sijoittaminen. Ruopattaessa sedimentit kaivetaan, poistetaan, kuljetetaan ja läjitetään mereen tai maalle (Staniszewska ja Boniecka 2018). Ruoppaukset luokitellaan tarkoituksensa perusteella uudisruoppaukseksi (capital dredging), kunnossapito- (maintenance) ja ympäristön kunnostamiseen tähtääväksi ruoppaukseksi (environmental dredging). Uudisruoppauksia tehdään, jos halutaan saada aikaan uusia vesiväyliä ja laajentaa tai rakentaa satamia sekä mm. ranta- ja muu vesirakentamisen takia. Kunnossapitoon tähtäävä ruoppaustoiminta on välttämätöntä mm. satamien ja vesiväylien kulkusyvyyden ylläpitämiseksi. Kunnostusruoppaukset liittyvä yleensä tulvasuojeluun tai rannikon elinympäristöjen kunnostamiseen (Dede ym. 2018). Kunnostusruoppauksia, joiden tarkoituksena on korkeita haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien poistaminen ja niistä aiheutuvien terveys- ja ympäristöriskien vähentämien, kutsutaan usein ympäristöruoppaukseksi.

Euroopassa ruopataan vuosittain noin 200 miljoonaa kuutiometriä sedimenttiä vesiväyliltä ja satama-altaista (Staniszewska ja Boniecka 2018). Ruoppaukset ovat välttämättömiä satamien toiminnan ylläpitämiseksi tai laajentamiseksi taikka kehitettäessä niiden toimintaa esimerkiksi aluskoon kasvaessa. Suuri osa ruopatusta sedimentistä sijoitetaan eli läjitetään uudestaan mereen. Esimerkiksi Itämerellä merkittävä osa ruoppausmassasta on luonnontilaista tai ympäristövaikutusten kannalta siihen rinnastuvaa, jolloin haitta-ainepitoisuudet ovat lähellä luontaisia taustapitoisuuksia. Itämerellä onkin noin 200 meriläjittämisaluetta. Pieni osa ruopatusta massasta sisältää haitta-aineita siinä määrin, että eri ruoppausmassojen läjittämistä vapaaseen veteen rajoittavat niiden mahdolliset haitalliset ympäristövaikutukset (HELCOM 2015). Ruoppauksen ja ruoppausmassojen ympäristövaikutukset riippuvat useista tekijöistä kuten ruopatun massan määrästä, sedimentin laadusta ja sen haitta-aineista, ruoppauksen ajoituksesta ja kestosta sekä ruoppauksen, kuljetusten ja läjittämisen teknisestä toteutuksesta.

Valtioiden välillä on eroja, missä määrin ruoppausmassoja hyödynnetään. Joidenkin arvioiden mukaan yli 90 % satamien ja väylien toimintaan liittyvissä uudis- ja kunnostusruoppauksissa syntyneistä ruoppausmassoista olisi mahdollista hyödyntää vaihtelevissa kohteissa (IADC 2017). Kuitenkin esimerkiksi Isossa-Britanniassa suurin osa vuosittain ruopatusta 40–50 miljoonasta kuutiometristä läjitetään mereen, ja vain alle prosentti käytetään rannikkoalueiden elinympäristöjen rakentamiseen ja kunnostamiseen (Bolam & Whomersley 2005). Ruoppausmassan hyödyntäminen on huomattavasti tavallisempaa monissa muissa maissa. Esimerkiksi Yhdysvalloissa vain noin 20 % läjitetään merellä, 30 % sijoitetaan suoraan hyötykäyttökohteisiin ja loput kierrätetään takaisin suistorakenteisiin (Parson ja Swafford 2012). Japanissa yli 90 % ruopatusta massasta hyödynnettiin vuonna 2003 (CEDA 2010).

Ruoppaustoiminnalla ja varsinkin mereen läjittämällä on haitallisia vaikutuksia meriympäristölle etenkin veden samentumisen sekä mahdollisten haitta-aineiden leviämisen takia. Usein nämä vaikutukset ovat kuitenkin paikallisia ja melko vähäisiä (Kappale 5). Läjitystoiminnan vesi- ja meriympäristölle aiheuttamia haittoja voidaan vähentää lisäämällä ruoppausmassojen hyötykäyttöä. Korkeita haitta-ainepitoisuuksia sisältävien ruoppausmassojen hyödyntäminen edellyttää kuitenkin useimmiten niiden käsittelyä ja puhdistamista. Monet pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyyn soveltuvat puhdistusmenetelmät soveltuvat myös ruoppausmassojen käsittelyyn, vaikkakin ruoppausmassojen suuri vesipitoisuus vaatii niiden esikäsittelyä: vedenpoistoa ja tarvittaessa syntyvien vesien käsittelyä (Kappale 6).



Suomessa ruoppausmassoja, etenkin runsaasti haitta-aineita sisältäviä massoja, on käsitelty lähinnä massastabiloimalla. Stabiloinnin jälkeen käsiteltyjä massoja on hyödynnetty joko satamarakenteissa tai muissa maarakennuskohteissa (Kappale 8.5). Puhtaita tai käsiteltyjä ruoppausmassoja on voitu käyttää myös viherrakentamisessa, jopa kasvatusalustoina. Tällainen hyödyntäminen edellyttää lannoitelainsäädännön mukaisten vaatimusten täyttymistä. Eräissä maissa ruoppausmassoja on käytetty myös esimerkiksi laattojen ja tiilien valmistuksessa (Kappale 9).

## 2 Ylikansallinen sääntely

Euroopan Unionin ohella monet kansainväliset sopimukset, kuten HELCOM<sup>1</sup> ja OSPAR<sup>2</sup>, ohjaavat ruoppaustoimintaa ja mereen läjittämistä. Valtioiden välillä on suuria eroja siinä, miten ne kansallisesti määräävät tai ohjeistavat ruoppaustoimintaa, ruoppausmassojen läjittämistä, käsittelyä ja hyödyntämistä. Ruoppausmassojen käyttöä arvioidaan pääasiassa haitta-ainekohtaisten raja-arvojen avulla (kapale 4). Nämä raja-arvot vaihtelevat merialueittain, mutta myös saman merialueen eri valtioilla on käytössään toisistaan eroavia kriteereitä. Lisäksi vaatimukset ruoppausmassasta tehtäville haitta-ainetutkimuksille eroavat valtioittain. Kärjistetysti, sama sedimentti tai ruoppausmassa luokitellaan toisessa valtiossa haitta-aineiden pilaamaksi, kun taas toisessa valtiossa sitä voidaan pitää ”puhtaana”. Tulkintaerot perustuvat valtioittain vaihteleviin arviointikriteereihin. On toki myös muistettava, että luonnonolosuhteet vaihtelevat huomattavasti merialueiden välillä ja samankin merialueen eri osissa, mikä on osaltaan vaikuttanut ruoppaus- ja läjityskäytäntöjen muodostumiseen.

### 2.1 EU-sääntely

Vaikka Euroopan Unionin alueella ei ole erityislainsäädäntöä ruoppauksista tai ruoppausmassoista, tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, ettei EU:n sääntely vaikuttaisi ruoppaustoimintaan tai ruoppausmassojen käsittelyyn ja sijoittamiseen (Kuva 1). Esimerkiksi EU:n jätelainsäädännöllä ja jätedirektiivillä (2008/98/EY)<sup>3</sup>, on yhtymäkohtia ruoppausmassojen hallintaan. Myös meristrategiadirektiivi (2008/56/EY)<sup>4</sup> sekä lintu- ja luontotyyppidirektiivien (2009/147/EY<sup>5</sup>, 92/43/ETY<sup>6</sup>) mukainen Natura 2000 – alueet sekä vesipuitedirektiivi (2000/60/EY)<sup>7</sup> saattavat asettaa rajoituksia ruoppaustoimintaan. Lisäksi merensuojeluun liittyvät kansainväliset sopimukset, kuten HELCOM, OSPAR ja Barcelonan sopimus<sup>8</sup>, sääntelevät ja ohjeistavat ruoppaustoimintaa ja ruoppausmassan meriläjittämistä. Lisäksi monilla jäsenvaltioilla on kansallista sääntelyä sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin sekä ruoppausmassan maalle tai vesialueelle sijoittamiselle.

<sup>1</sup> Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (ns. HELCOM sopimus) vuodelta 1974 (SopS 11-12/1980, joka on uusittu vuonna 1992, SopS 2/2000) <https://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sops-teksti/2000/20000002>

<sup>2</sup> Yleissopimus Koillis-Atlantin merellisen ympäristön suojelusta (OSPAR), 1992 (SopS 51/1998) <https://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sopsviite/1998/19980051>

<sup>3</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/98/EY, annettu 19 päivänä marraskuuta 2008, jätteistä ja tiettyjen direktiivien kumoamisesta

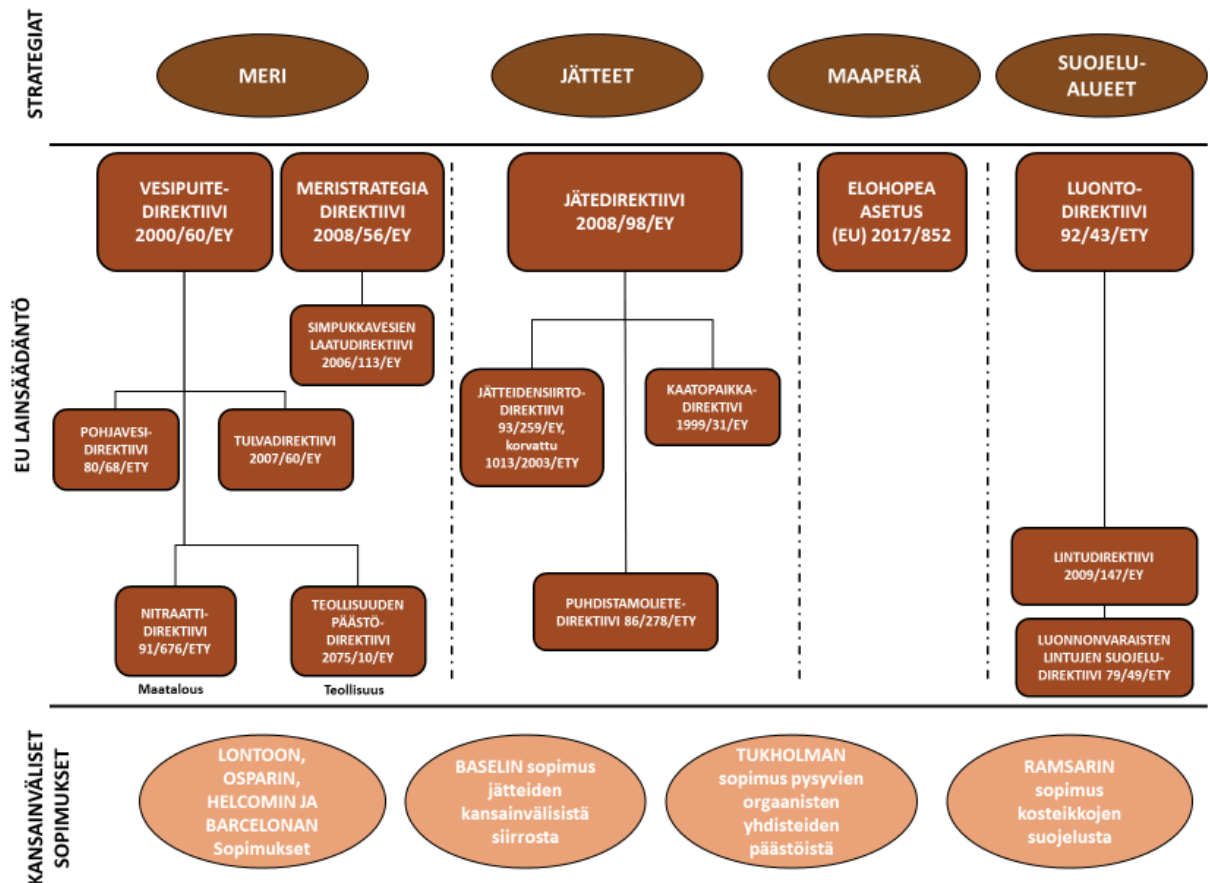
<sup>4</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/56/EY, annettu 17 päivänä kesäkuuta 2008, yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista

<sup>5</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, annettu 30 päivänä marraskuuta 2009, luonnonvaraisten lintujen suojelusta (kodifioitu toisinto) (EYVL L 20, 26.1.2010, s. 7–25).

<sup>6</sup> Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta (EYVL L 206, 22.7.1992, s. 114–158).

<sup>7</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista (EYVL L 327, 22.12.2000, p. 1–73).

<sup>8</sup> Barcelonan sopimus, <https://www.unenvironment.org/unepmap/who-we-are/barcelona-convention-and-protocols>



Kuva 1. EU-lainsäädännön yhtymäkohtia ruoppaustoimintaan ja uudelleen sijoitukseen (mukailtu Sapota ym. 2012).

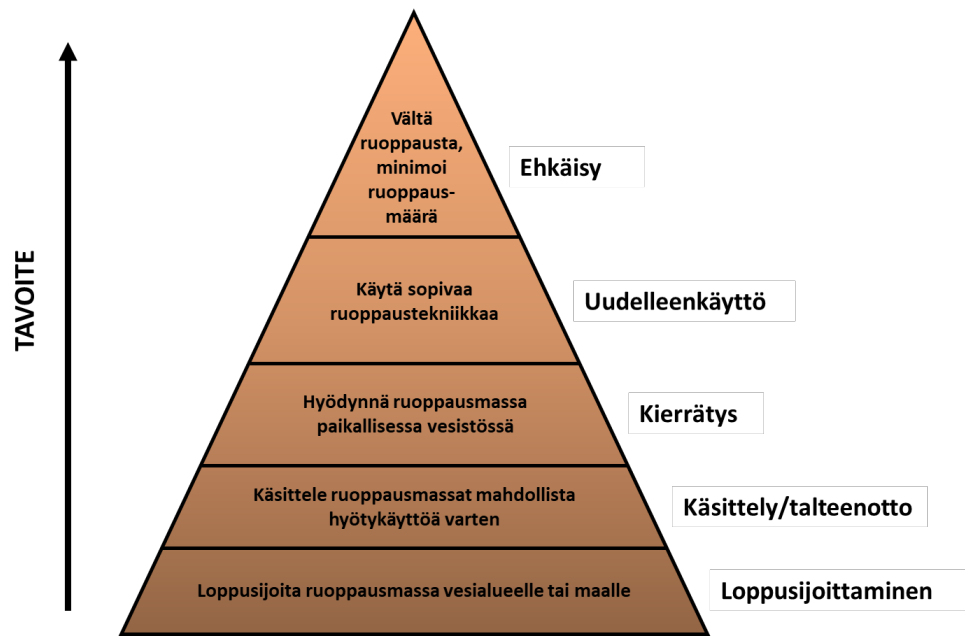
Jätepuitedirektiivi määrittelee jätteen aineeksi tai esineeksi, jonka haltija poistaa, on poistamassa tai on velvollinen poistamaan käytöstä. Siten myös ruoppausmassat, mikäli ne täyttävät edellä kuvatut ehdot, luokitellaan jätteeksi. Euroopan jäteluettelo (EWC 2000/532/EY) sisältääkin kaksi luokkaa ruoppausmassoille:

- 17 05 05 ruoppausmassat, jotka sisältävät vaarallisia aineita
- 17 05 06 muut kuin nimikkeessä 17 05 05 mainitut ruoppausmassat.

Luokittelu erottelee massat niiden sisältämien vaarallisten aineiden perusteella, mutta ei määrittele suoraan aineille pitoisuusrajoja. Jätteiden luokittelu vaarallisiksi jätteiksi perustuu pitkälti EU:n kemikaalilainsäädännön mukaisiin aineiden luokituksiin. Jätteiden luokittelua koskevat arviointiperusteet on säännelty jättedirektiivin liitteessä III, jota uudistettiin vuonna 2014 komission asetuksella. Komission asetuksessa luetellaan ominaisuudet, jotka tekevät jätteistä vaarallisia, sekä säädetään ominaisuuksien arvioinnissa käytettävät kriteerit ja pitoisuusrajat. Jätteeksi luokitellun ruoppausmassan vaarallisuus arvioidaan aina tapauskohtaisesti kuten muidenkin jätteiden.

Jätepuitedirektiiveillä pyritään erityisesti edistämään jätteen synnyn ehkäisyä, uudelleenkäyttöä ja kierrätystä. Sillä on myös vahvistettu viisiportainen jätehierarchy, jonka mukaan jätepolitiikassa on pääsääntöisesti noudatettava seuraavaa ensisijaisuusjärjestystä: jätteen synnyn ehkäisy, valmistelu uudelleenkäyttöön, kierrätys, muu hyödyntäminen ja loppukäsittely. Mikäli ruoppausmassaa ei läjitetä vapaaseen veteen meri- tai vesialueella vaan se tuodaan maihin, siihen sovelletaan EU:n jätehierarchyä (kuva 2). Tämä hierarchy laittaa jätteenkäsittelyn vaihtoehdot ympäristövaikutusten ja kestävä kehityksen

periaatteiden mukaiseen paremmuusjärjestykseen. Jätteen synnyn ehkäisy on tärkein prioriteetti, kun taas loppusijoitus kaatopaikoille on huonoin vaihtoehto. EU:n jättepuitedirektiivi on myös sateenvarjo muille direktiiveille ja säännöksille ja sillä on vahva poliittisesti ohjaava vaikutus (Sapota ym. 2012). EU:ssa hyväksyttiin vuonna 2018 jättesäädöspaketti, jonka keskeisenä tavoitteena on edelleen tehostaa jätehierarkian (etusijajärjestys) noudattamista ja lisätä materiaalien resurssitehokasta käyttöä ja kierrätystä<sup>9</sup>. Jättesäädöspaketti muutti muun muassa jätedirektiiviä<sup>10</sup> ja kaatopaikkadirektiiviä<sup>11</sup>.



*Kuva 2. Ruoppausmassan hallinnan prioriteetit jättepuitedirektiivin mukaisesti (mukailtu Sheehan ja Harrington 2012).*

Suojelualueita koskevalla lainsäädännöllä on myös vaikutuksia ruoppauksiin ja ruopattavien sedimenttien hallintaan. Luontodirektiivin (92/43 / EY)<sup>12</sup> tärkein tavoite on ympäristönsäilyttämisen, suojelu ja parantaminen, johon kuuluu luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelu. Tarkoituksena on biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen. Luontotyyppien häviäminen ja ympäristön pilaantuminen ovat vakavimpia uhkia luonnonvaraisten lintujen suojelulle. Siksi Lintudirektiivissä (2009/147 / EY)<sup>13</sup> korostetaan uhanalaisten ja muuttavien lajien elinympäristöjen suojelua. Tätä tarkoitusta varten on luotu erityissuojelualueiden verkosto, joka on samalla olennainen osa Natura 2000 -verkostoa. Ruoppaustoiminnalle ei saa myöntää lupaa, mikäli toiminnan arvioidaan merkittävästi heikentävän Natura 2000 -verkostoon kuuluvan alueen sellaisia luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on perustettu.

<sup>9</sup> Kierto kuntoon - Kiertotaloutta koskeva EU:n toimintasuunnitelma. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. COM(2015) 614 final, Brysseli 2.12.2015

<sup>10</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/851 jätteistä annetun direktiivin 2008/98/EY muuttamisesta

<sup>11</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/850 kaatopaikoista annetun direktiivin 1999/31/EY muuttamisesta

<sup>12</sup> Neuvoston direktiivi 92/43/EY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&qid=1400752170687&from=FI>

<sup>13</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, annettu 30 päivänä marraskuuta 2009, luonnonvaraisten lintujen suojelusta

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin (2000/60/EY) yhteisön vesipolitiikan suuntaviivoista<sup>14</sup> (vesipuitedirektiivi) tavoitteena on estää vesimuodostumien tilan heikkeneminen ja saavuttaa pinta- ja pohjavesimuodostumien kemiallinen ja ekologinen hyvä tila vuoteen 2027 mennessä. Vesipuitedirektiivi kattaa rannikkovedet yhden meripeninkulman etäisyydellä rannikosta ja jokisuiden vaihettumisalueet.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (2008/105/EY) ympäristölaatuunormeista<sup>15</sup> on puolestaan toimeenpantu kansallisesti valtioneuvoston asetuksilla vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006, VESPA-asetus) ja vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006, VEHA-asetus). Asetuksissa on säädetty pinta- ja pohjavesien tilan arvioinnista ja luokitteluperusteista sekä määritelly vesiympäristölle vaarallisten ja haitta-aineiden ja pohjavettä pilaavien aineiden ympäristölaatuunormit. Nämä direktiivit rajoittavat sedimenttien ruoppaus- ja läjitystoimintaa, mikäli toiminnasta aiheutuisi direktiivissä vesien tilaan kiellettyjä vaikutuksia.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivissä yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (2008/56/EY<sup>16</sup>) eli meristrategia direktiivissä painottuu luonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Meristrategiadirektiiviä kutsutaan Suomessa merenhoitosuunnitelmaksi ja sitä toteutetaan Itämeren suojelukomission (HELCOM) laatiman toimintaohjelman (Baltic Sea Action Plan; BSAP) avulla. Merenhoitosuunnitelman tavoitteena on meren hyvä tilan saavuttaminen ja säilyttäminen sekä meren ekosysteemipalvelujen kestävä käyttö. Vaikutus ruoppaustoimintaan on samankaltainen kuin vesipuitedirektiivillä.

## 2.2 Kansainväliset sopimukset

Ruoppausmassan loppusijoitusta säätelevät voimakkaasti kansainväliset ja alueelliset sopimukset. Sopimusosapuolet ovat sitoutuneet siihen, että yhteisesti sovittuja periaatteita noudatetaan ja niitä tukevat sopimusehdot ratifioidaan kansalliseen lainsäädäntöön. Euroopassa on neljä kansainvälistä sopimusta, joiden avulla säädellään ruoppaustoimintaa ja ruoppausmassan loppusijoitusta.

Kansainvälisen merenkulkujärjestön (IMO) Lontoon sopimus<sup>17</sup> (London Convention) vuodelta 1972 on yksi ensimmäisistä maailmanlaajuisista sopimuksista, joka painottuu merten suojeluun ja ihmisten toimintaan merillä. Sen yhtenä keskeisenä tavoitteena on säädellä globaalisti jätteen ja muun aineksen sijoittamista mereen ja näin ehkäistä merialueiden pilaantumista. Lontoon sopimus uudistettiin vuonna 1996 ja tuolloin niin kutsuttu Lontoon protokolla tuli voimaan. Vuoden 1996 protokolla on entistä rajoittavampi. Artiklassa 4 todetaan, että sopimusosapuolten tulee pidättäytyä sijoittamasta mereen mitään jätteitä tai muuta materiaalia, joita ei ole listattu protokollan liitteessä 1. Ruoppausmassa on listattu kyseisessä liitteessä niiden materiaalien ulkopuolelle, joita sijoittamisrajoitus koskee. Yleissopimuksen osapuolet sopivat materiaalien mereen sijoittamisen ja läjittämisen valvomisesta toteuttamalla sääntelyohjelmia, joilla arvioidaan tarvetta kyseiselle toiminnalle sekä mahdollisia ympäristövaikutuksia. Sopimuksen täytäntöönpano on myös johtanut "erityisohjeiden" kehittämiseen tietäntyyppisille

<sup>14</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX%3A32000L0060&from=FI>

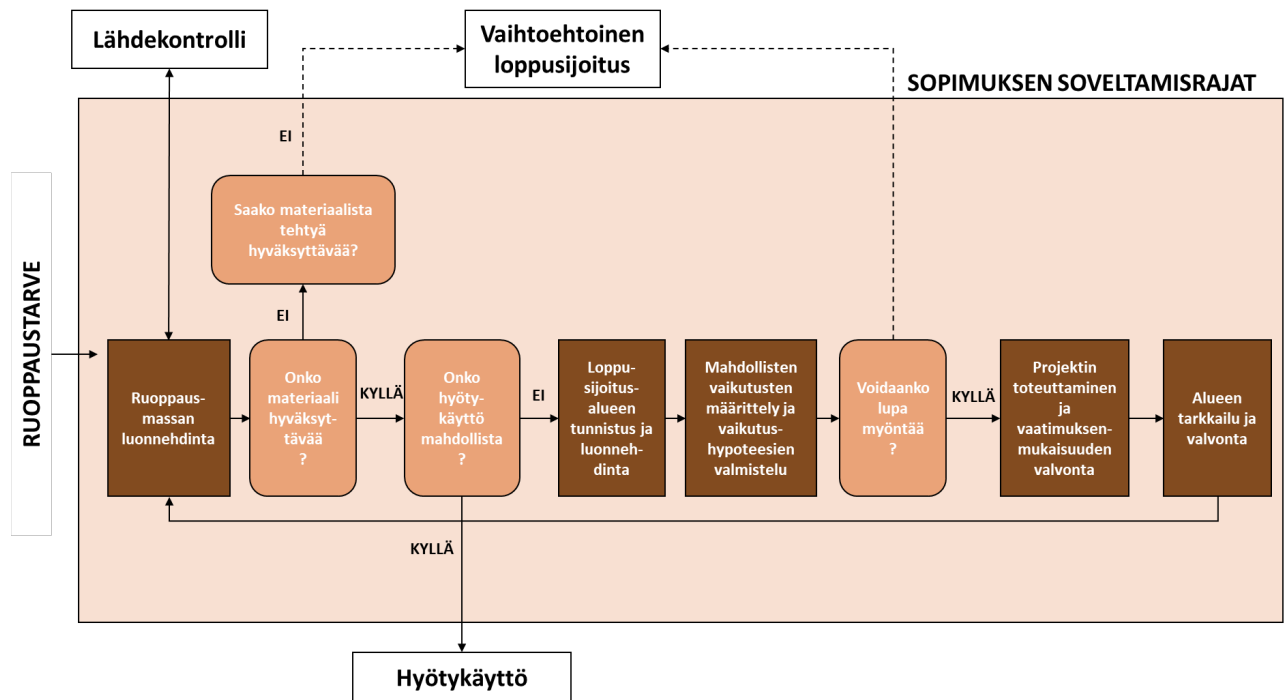
<sup>15</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/105/EY, annettu 16 päivänä joulukuuta 2008, ympäristölaatuunormeista vesipolitiikan alalla, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=FI>

<sup>16</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/56/EY, annettu 17 päivänä kesäkuuta 2008, yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (meristrategiadirektiivi), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=FI>

<sup>17</sup> Yleissopimus jätteen ja muun aineen mereen laskemisen aiheuttaman meren pilaantumisen ehkäisemisestä (IMO/LDC: Lontoon dumpaussopimus), 1972 (SopS 33/1979 ja SopS 34/1979). Jätteen ja muun aineen mereen laskemisen aiheuttaman meren pilaantumisen ehkäisemisestä tehdyn yleissopimuksen pöytäkirja, 1996 (SopS 87/2017 ja SopS 88/2017), <https://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sopsteksti/2017/20170088>



materiaaleille kuten ruoppausmassoille. Ohjeet sisältävät arviointimenettelyt mereen loppusijoitettaville materiaaleille, mukaan lukien myös loppusijoituspaikan valinnan ja mahdollisten ympäristövaikutusten arvioinnin. Sekä Lontoon yleissopimuksessa että protokollassa määrätään maailmanlaajuisesti noudatettavista jätteiden mereen loppusijoittamista koskevista säännöistä ja standardeista, joita edellytetään YK:n vuoden 1982 merioikeusyleissopimuksen<sup>18</sup> artiklassa 210.6. Kaikki yleissopimukset noudattavat Lontoon sopimuksen ruoppausmassojen hallinnan pääperiaatteita (The Dredged Material Assessment Framework, kuva 3).



Kuva 3. Lontoon sopimuksen ruoppausmassoja koskeva päätösprosessi.

Alueellisista sopimuksista Itämeren valtioiden kannalta tärkeitä ovat Koillis-Atlantin suojelusopimus (ns. OSPAR-sopimus vuodelta 1992, SopS 51/1998) sekä Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (ns. Helsingin sopimus) vuodelta 1974 (SopS 11-12/1980, joka on uusittu vuonna 1992, SopS 2/2000). Sopimuksen toimeenpanevana elimenä on Itämeren suojelukomissio (Helsinki commission, HELCOM). Suomessa sopimus on pantu täytäntöön ensisijaisesti merensuojelulakiin (1415/1994) ja vesilakiin (264/1961) tehdyillä muutoksilla. Suojelusopimuksen nojalla Itämerellisen ympäristön suojelukomissio (HELCOM) voi antaa suosituksia yleissopimuksen tavoitteisiin liittyvistä toimenpiteistä. HELCOM ja OSPAR ovat molemmat antaneet ruoppausmassojen läjittämistä koskevat ohjeistuksensa opaskirjan muodossa<sup>19</sup>:

- HELCOM (2015). Revised HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea
- OSPAR (2014). OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material at Sea.

Olemassa olevat ohjeet kattavat useita vaiheita ruoppausmassojen läjittämiseen liittyen, mukaan lukien arvioinnin läjityskelpoisuudesta, mahdollisten ympäristövaikutusten arvioinnin, ruoppausmassan

<sup>18</sup> Yhdistyneiden kansakuntien merioikeusyleissopimus, [https://finlex.fi/fi/sopimukset/sops-teksti/1996/19960050/19960050\\_2](https://finlex.fi/fi/sopimukset/sops-teksti/1996/19960050/19960050_2)

<sup>19</sup> Myös Lontoon sopimukseen liittyy oma ohjeistuksensa: Specific Guidelines for Dredged Material Assessment Framework - DMAF (adopted in 2000) and Waste Assessment Guidance (WAG) of the London Convention.

riskienhallinnan ja mahdollisten vaikutusten seurannan. Sekä HELCOMin että OSPARin ohjeissa ruoppausmassan mereen läjityskelpoisuus osoitetaan fysikaalisen, kemiallisen ja biologisen karakterisoinnin (arviointivaihe) perusteella. Vaikka loppusijoitusta mereen pidetään hyväksyttävänä vaihtoehtona, on kuitenkin tärkeää tunnistaa myös ruoppausmassan mahdollinen arvo materiaalina ja selvittää mahdollisuutta sen hyödyntämiseen. Lisäksi HELCOMin ja OSPARin ohjeet edellyttävät, että ennen kuin lupa mereen läjittämiseksi voidaan myöntää, on arvioitava ja vertailtava eri loppusijoitusvaihtoehtojen odotettavissa olevia ympäristövaikutuksia (niin sanottu hypoteesi vaikutuksista OSPAR 2014, HELCOM 2015). Lontoon sopimuksen ohjeistuksessa painotetaan myös velvollisuutta ehkäistä haitta-aineiden leviämistä ja veteen liukenemisestä syntyviä mahdollisia haitallisia ympäristövaikutuksia.

Lontoon sopimuksen ohjeissa vaaditaan sääntöjen tiukkaa noudattamista ja kentällä suoritettavaa monitorointia. Tällä tavoin voidaan varmistua, että lupaehdot täyttyvät ja että lupahakemuksessa mm. läjityspaikkaa koskevat oletukset olivat oikeita ympäristön ja ihmisten terveyden suojelemiseksi. Tavoite valvoa lupavaatimusten noudattamista on sisällytetty sekä HELCOM- että OSPAR-ohjeisiin. Ohjeissa myös vaaditaan valtioiden vuosittain raportoivan mereen loppusijoitetun ruoppausmassan laatua ja määrää.

HELCOMin ohje ruopatun massan loppusijoittamisesta merellä on ainoa asiakirja, jossa on Itämeren valtioita oikeudellisesti sitovia velvoitteita. Velvoitteita on ruoppausmassan käsittelylle, erityisesti liittyen lupa- ja sääntelymenettelyyn. HELCOMin ohjeissa on myös puutteita, jotka on syytä tunnistaa. Ohje keskittyy lähinnä läjityspaikkaa valittaessa selvitettäviin asioihin, mutta tarkempi ohjeistus mm. läjitykseen liittyvien riskien hallinnasta puuttuu. HELCOM ohje painottaa siten läjityksen ympäristövaikutusten arviointia ja antaa myös viitteitä monitoroinnin tarkoituksenmukaiselle toteuttamiselle (HELCOM 2015).

OSPAR-ohjeen (OSPAR 2014) tavoitteena on erityisesti ehkäistä meriympäristön pilaantumista ja pitää ruopatun massan määrä mahdollisimman vähäisenä ympäristövaikutusten minimoimiseksi. OSPAR-ohjeet on pyritty yhdenmukaistamaan Lontoon yleissopimuksen mukaiseksi. Useilla OSPAR-sopimuspuolilla on kansallista sääntelyä ja valvontaa koskien haitallisten aineiden tasoa, mutta ei niiden kokonaiskuormitusta. Osa sopimukseen liittyneistä maista on vahvistaneet ohjeistuksen kansallisissa ohjeissaan, kuten Saksa merialueita koskevassa HABAK (1999) direktiivissään<sup>20</sup>. Lisäksi OSPAR sopimuksessa edellytetään, että sopimusvaltiot ovat ottaneet huomioon myös ICES:n ohjeiden<sup>21</sup> asettamat tavoitteet ja velvoitteet. Tällöin toiminnassa tulisi ottaa ekosysteemiperusteinen lähestymistapa sekä tarvittaessa kehittää toiminnalle strategioita ja ympäristövaikutusten arviointeja.

Molemmissa sekä HELCOM- että OSPAR-ohjeissa on opastettu ruoppauspaikalla suoritettavaa näytteenottoa. Tarkkoja haitta-ainetutkimuksia ei vaadita, jos pystytään osoittamaan, ettei alueen vaikutuspiirissä sijaitse merkityksellisiä kuormituslähteitä (menneitä eikä tämänhetkisiä) ja jos jompikumpi seuraavista ehdoista täyttyy: 1) ruopattava aines koostuu lähes yksinomaan hiekasta, sorasta tai kivistä, tai 2) kohteesta vuosittain ruopattava määrä ei ylitä 10 000 tonnia.

Sekä HELCOM- että OSPAR-ohjeissa neuvotaan kohtuullisen tarkasti, mitä asioita läjittämispäikalta tulee selvittää ennen sijoittamispäätöstä: Meriläjityspaikan soveltuvuutta arvioitaessa tulee selvittää alueen fysikaalis-kemialliset ja biologiset ominaisuudet alkaen alueen topografiasta, virtausolosuhteista ja sedimenttien kulkeutumisesta aina redox-potentiaaliin ja pohjaeliöstöön. Myös vesikerroksesta on selvitettävä alueen hydrodynamiikka, happipitoisuus sekä lajisto. Läjitysalueen läheisyydestä tulee kartoittaa alueet, joilla on erityisiä maisema-, kulttuuri- tai historiallista arvoa. Myös alueet, joilla voi olla erityistä tieteellistä tai biologista merkitystä, kuten lajistojen kuto- ja pesimäalueet sekä luonnon-suojelualueet, on selvitettävä. Muita huomioitavia asioita ovat muun muassa virkistysalueet sekä

<sup>20</sup> HABAK 1999. Directive for dredged material management in Federal Coastal Waterways (HABAK-WSV). Second revised revision, June 1999. BfG No. 1100, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 32 s.

<sup>21</sup> ICES 2003. International Council for the Exploration of the Sea, ICES Guidelines for the management of marine sediment extraction. In Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. ICES Co-operative Research Report 263, s. 210-215.

kaupalliseen tarkoitukseen soveltuvat alueet, kuten matkailu- sekä kalastusalueet. Läjityspaikkojen valintaan rajoituksia voivat edellä esitettyjen tekijöiden lisäksi aiheuttaa muun muassa sotilasalueet, kaapeli- tai putkilinjaukset, laivareitit, tuulipuistot, aseiden ja ammusten upotuspaikat taikka arvokkaita malmimineraaleja sisältävät alueet. Usein aluerajoituksista on valmiina olemassa olevaa tietoa, mutta esimerkiksi alueiden fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten ominaisuuksien selvittäminen vaativat yleensä kentällä lisätutkimuksia (HELCOM 2015, OSPAR 2014).

HELCOM (2015) ohjeistuksen mukaan ruoppausmassan meriläjitykseen liittyviä ympäristövaikutuksia seurataan, jotta voidaan varmistua lupaan liittyvän ympäristövaikutusarvioinnin oikeellisuudesta. Kentällä tehtyjen tutkimusten ja tarkkailun tulosten perusteella voidaan seurantaohjelmaa tarvittaessa muuttaa. Jos toiminnasta aiheutuu odottamattomia haitallisia vaikutuksia, valvova viranomainen voi tarvittaessa määrätä tehtäväksi lisäselvityksiä tai -toimia haittojen selvittämiseksi tai vähentämiseksi taikka jopa kieltää toiminnan jatkamisen, vaikka toiminta olisikin luvan ja lupaehtojen mukaista.

Näiden lisäksi YK:n vuoden 1982 merioikeusyleissopimus määrittelee merialueet sekä yksityiskohdaisen kansainvälisen oikeudellisen kehyksen oikeuksille ja velvollisuuksille näiden merialueiden käytölle, kehittämiselle ja säilyttämiselle mukaan lukien sedimenttien oton ja käytön. Sopimuksen, jonka ovat ratifioineet kaikki EU-maat, osapuolet ovat velvoitettuja suojelemaan ja säilyttämään meriympäristöjä sekä siten toteuttamaan tarvittavat toimenpiteet estääkseen ja vähentääkseen meriympäristön pilaantumista. Sopimuksen sopijamailla on velvollisuus myös seurata ja arvioida, onko esim. ruoppaustoiminnalla ja maa- ja kiviaineksen otolla mahdollisesti haitallisia vaikutuksia. Sopijamaiden tulee myös julkaista seuranta- ja arviointiraportit. Tämän lisäksi maiden odotetaan säätävän tehokkaita lakeja ja määräyksiä, joilla pyritään estämään, vähentämään ja valvomaan merenpohjalla suoritettavista toiminnoista aiheutuvaa meriympäristön pilaantumista (Radzevičius ym. 2010).

### 3 Kansallista lainsäädäntöä ja ohjeistusta

Suomessa ruoppaus- ja läjitystoimintaa ohjaavat lukuisat kansalliset säännökset, joista merkittävimmät ovat vesi-, jäte- ja ympäristönsuojelusäännökset.

Tässä on listaus ruoppaus ja läjitystoimintaa koskevasta lainsäädännöstä:

- Vesilaki (587/2011)
- Valtioneuvoston asetus vesitalousasioista (1560/2011)
- Ympäristönsuojelulaki (YSL 527/2014)
- Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta (713/2014)
- Merensuojelulaki (1415/1994)
- Jätelaki (JL 646/2011)
- Valtioneuvoston asetus jätteistä (179/2012)
- Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista (331/2013)
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (PIMA-asetus 214/2007)
- Luonnonsuojelulaki (LSL 1096/1996)
- Muinaismuistolaki (295/1963)
- Maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL 132/1999)
- Laki vesien- ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004 ja muutos 272/2011)
- Valtioneuvoston asetus merenhoidon järjestämisestä (980/2011)
- Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006)
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) siihen tehtyine muutoksineen (1818/2009) ja (868/2010) sekä perustelumuuksio
- Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (252/2017)
- Valtioneuvoston asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (227/2017).

Ruoppaaminen edellyttää vesilain mukaan pääsääntöisesti lupaa sekä sisävesi- että merialueilla, mikäli ruoppausmassan määrä ylittää 500 m<sup>3</sup>. Pienemmistä ruoppauksista on tehtävä vesilain mukainen ilmoitus. Ilmoituksen käsittelevä viranomainen (ELY-keskus) arvioi alle 500 kuutiometrin ruoppauksen vesilain mukaisen luvan tarvetta ruoppauksen arvioitujen ympäristövaikutusten perusteella. Luvan tarve voi syntyä ruopattavan kohteen luontoarvojen tai merkityksellisten ympäristövaikutusten perusteella. Ruoppaus voi edellyttää myös ympäristönsuojelulain mukaista lupaa esimerkiksi silloin, kun ruopattavan sedimentin sisältämien haitallisten aineiden pitoisuudet ja/tai määrät ovat sellaiset, että ne voivat aiheuttaa vesistön pilaantumisen vaaraa.

Myös ruoppausmassojen loppusijoittaminen Suomen aluevesillä on vesilain perusteella luvanvaraista toimintaa, ellei kyse ole merkityksettömän pienestä määrästä. Lupaa ruoppausmassojen sijoittamiseen läjittämispaikalle voidaan hakea joko yksittäiselle ruoppaushankkeelle tai läjityspaikalle. Jälkimmäisessä tapauksessa luvan voimassaolon aikana voidaan useammasta ruoppaushankkeesta syntyneitä ja lupamääräykset täyttäviä ruoppausmassoja sijoittaa kyseiselle läjityspaikalle. Molemmissa tapauksissa

lupamenettelyn yhteydessä määritetään läjitettävälle ruoppausmassalle kriteerit. Suomen talousvyöhykkeen ulkopuolelle sijoittuvissa meriläjityksissä tulee sovellettavaksi myös merensuojelulakia.

Luvanvaraisia ruoppauksia koskeva ympäristöhallinnon ruoppaus- ja läjitysohje uudistettiin vuonna 2015 (YM 2015). Ohje sisältää suosituksia ja menettelykuvauksia ruoppaus- ja läjitystoiminnan toteuttamiseksi kestäväällä tavalla. Vaikka ohje ei ole sitova, sitä sovelletaan käytännössä yleisesti ruoppaus-toiminnassa. Vesiluvan mukainen lupahakemus edellyttää ruopattavan massan läjityskelpoisuuden, esimerkiksi sedimenttien haitallisten aineiden pitoisuuden, selvittämistä ennen ruoppaustoimenpiteen aloittamista. Ympäristöhallinnon ohjeessa on kuvattu ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arviointiperiaatteet sekä ruoppaus- ja läjitystoiminnan ympäristövaikutusten selvittämistä ja hallintaa.

Laissa vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä säännellään vesienhoidon ja merenhoidon suunnitelmista. Suunnitelmissa määritellään mm. vesien hyvän tilan tavoitteet ja toimenpiteet niiden saavuttamiseen. Ruoppausmassojen läjittäminen on yksi vesistön tilaa mahdollisesti huonontava tekijä. Viranomaisten tuleekin ottaa nämä suunnitelmat huomioon vesilain mukaisen luvan myöntämisen edellytyksiä arvioitaessa.

Vesipuitedirektiivi ja meristrategian puitedirektiivi on Suomessa implementoitu kansallisilla säädöksillä. Vesistöjen kemiallinen tila arvioidaan pintavesien ja eliöstön ympäristölaatustandardien eli EQS-arvojen avulla. EQS-arvot perustuvat prioriteettiainedirektiiviin (2013/39 / EU) ja kansalliseen haitallisten aineiden luetteloon. Vesipuitedirektiivi ei kuitenkaan sisällä sedimenttien EQS-arvoja. Suomessa ei siten ole arviointiin kansallista luokittelujärjestelmää tai ohjeistusta. Muilla mailla, kuten Ruotsilla ja Norjalla, on käytössään EQS-arvoja sedimenttien pilaantuneisuuden arvioimiseksi (Olsen ym. 2019).

Luonnonsuojelulain mukaan ruoppaus- ja läjitystoiminnan mahdolliset vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen tulee arvioida. Erityisesti on selvitettävä mahdolliset vaikutukset suojeltuihin lajeihin ja suojelualueisiin tai –ohjelmiin. Mikäli ruoppaustoiminta sijoittuu Natura 2000 -verkostoon kuluvalle alueelle tai sen läheisyyteen, on arvioitava toiminnasta aiheutuvat vaikutukset ja niiden merkittävyys suojeltavaan lajistoon ja luontotyyppiin. Muinaismuistolain perusteella suojelun piiriin kuuluvat myös mm. vähintään 100 vuotta vanhat hylt sekä laissa tarkemmin määritellyt kiinteät muinaismuistot.

Myös maankäyttö- ja rakennuslain säännöksiä voidaan joutua soveltamaan ruoppaus- ja läjitystoimiin. Erityisesti silloin, kun toimilla muutetaan maisemaa tai kun ns. vesirajalaitteita kuten suurehko laituri tai aallonmurtaja rakennetaan, tulee selvittää MRL:n mukaisen toimenpideluvan tarve.

Ympäristövaikutusten arviointimenettelylakia sovelletaan hankkeisiin, joista saattaa aiheutua merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia tai joissa Suomea velvoittavan kansainvälisen sopimuksen täytäntöön paneminen edellyttää arviointia. Tällaisia ovat esimerkiksi suurehko satamahankkeet, joiden yhteydessä tehdään laajoja ruoppaus- ja läjitystoimenpiteitä, ja laajat, pitkäaikaisessa käytössä olevat meriläjitysalueet. Toisaalta myös hankkeessa, johon ei sovelleta YVA-menettelyä, on toiminnanharjoittajan oltava selvillä hankkeensa ympäristövaikutuksista.

Ruoppausmassat määritellään jätteeksi, mikäli ne poistetaan, aiotaan tai tulee poistaa käytöstä (jätelaki). Jätteeksi luokittelun myötä ruoppausmassaa koskevat jätelakiin perustuvat vastuut ja velvoitteet kuten velvollisuus noudattaa etusijajärjestystä tai hyödyntämisen luvanvaraisuus. Etusijajärjestyksen mukaan syntyvien ruoppausjätteiden määrää ja haitallisuutta tulee pyrkiä vähentämään ja syntyneet ruoppausmassat hyödyntämään. Ruoppausjätteiden käsittelyssä pitää lisäksi ottaa huomioon muun muassa Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksen pysyvistä orgaanisista yhdisteistä (EY N:o 850/2004) artiklan 7 kohdan velvoitteet PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden jätehuollosta. Mikäli kysymys on pilaantumattoman ruoppausmassan (haitta-aineiden pitoisuudet alle Suomen pitoisuustason 2, taulukko 4, luku 4.1.2) sijoittamisesta vesilain mukaisen luvan nojalla, jätelakia ei sovelleta (jätelain 3 § 1 momentin 5 kohta).

Loppusijoitettaessa ruoppausmassoja maalle voi jätelain ohella tulla sovellettavaksi valtioneuvoston asetus kaatopaikoista. Asetusta ei kuitenkaan sovelleta tavanomaiseksi jätteeksi luokitellun ruoppausmassan sijoittamiseen vesistöön tai mereen taikka sen pohjaan tai sen alla olevaan maaperään eikä



pilaantumattoman ruoppausjätteen sijoittamiseen maan päälle tai maahan sen vesiväylän läheisyyteen, josta se on poistettu.

Ympäristönsuojelulain maaperän pilaamista koskevia säännöksiä ja valtioneuvoston asetusta maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (PIMA-asetus) sovelletaan ruopattuihin maa-aineksiin, jotka on sijoitettu maalle. Säännöksissä muun muassa kielletään sellainen toiminta, joista aiheutuu tai voi aiheutua maaperän pilaantumista, sekä veloitetaan pilaajaa selvittämään alueen tila ja tarvittaessa puhdistamaan alue. PIMA-asetuksen liitteessä on lisäksi määritetty 52:lle ympäristölle tai terveydelle haitalliselle aineelle kynnysarvot ja -ohjearvot, joita voidaan käyttää tapauskohtaisen riskinarvioinnin tukena arvioitaessa alueen tilaa ja riskinhallintatoimien tarvetta. Pilaantuneisuuden arvioinnista on julkaistu kaksi PIMA-asetusta selventävää ympäristöhallinnon ohjetta (YM 2007 ja 2014).

## 4 Haitallisten aineiden arviointikriteereitä

Euroopan Unioni ei ole asettanut ruoppausmassojen haitallisille aineille viitearvoja, vaan tämä on jätetty jäsenvaltioiden tehtäväksi. Ainoat unioninlaajuiset viitearvot, jotka voivat välillisesti koskea ruoppausmassoja, ovat jätevesilietteen käyttöä säätelevässä direktiivissä 86/278/EE. Muiden normien puuttuessa näitä arvoja on toisinaan sovellettu myös ruopattujen massojen maalle sijoittamisessa, vaikkei niitä ole tarkoitettu käytettäväksi ruoppausmassalle. Jätevesilietteeeseen liittyviä arvoja pidetään varsin korkeina, mistä syystä niitä parhailaan tarkistetaan ja päivitetään. Kansainvälisissä sopimuksissa (HELCOM, OSPAR) sopimusosapuolet on velvoitettu itse asettamaan raja-arvot haitallisten aineiden pitoisuuksille. Tämän seurauksena on syntynyt laaja kirjo erilaisia luokitusjärjestelmiä ja kynnysarvoja (Röper & Netzband 2011, Sapota ym. 2012, Dede ym. 2018).

Kansainvälisiin sopimuksiin perustuen on laadittu ohjeita ruoppausmassojen käsittelyyn ja loppusijoittamiseen. Tällaisia ovat esim. Lontoon yleissopimus 1972 (LC), Oslon/Pariisin yleissopimus (OSPAR), sekä Helsingin ja Barcelonan yleissopimukset. Näissä sopimuksissa suositellaan erilaisia ympäristövaikutusten arviointimenetelmiä fysikaalis-kemiallisista aina biologisiin menetelmiin. Useimmin on ehdolla menetelmiä, jotka perustuvat todistusnäytön arviointiin eli Weight-of-Evidence arviointiin (WOE). Arviointi alkaa yksinkertaisella seulonnalla ja etenee yksityiskohtaisempiin arviointeihin tapauksissa, joissa ympäristöriskeihin liittyviä huolenaiheita ei voida sulkea pois. Alkuvaiheessa selvitetään muun muassa alueen toimintahistoriaa ja ympäristötekijöitä, kuten lähialueen mahdollisia ympäristöä pilanneita toimintoja, sekä arvioidaan ruoppausmassan ominaisuuksia. Jos tämä tieto ei riitä poistamaan epäilyksiä ruopattavan massan mahdollisista haitallisista ominaisuuksista, on suoritettava tarkempia tutkimuksia mm. kemiallisia analyyskejä. Joissakin maissa arviointimenettelyihin sisältyy myös biologisia seulontatestejä. Jos sedimentin laatua koskevia päätelmiä ei voi tehdä ensisijaisen arvioinnin perusteella, voidaan vaatia myös myrkyllisyyden, biokertymisen mittaamista ja/tai muita tutkimuksia. Tutkimuksia jatketaan ja täydennetään, kunnes pystytään päättämään riittävän kattavan ja luotettavan tiedon perusteella ruoppausmassojen käsittelystä ja sijoittamisesta. Saksan, Alankomaiden, Belgian, Ranskan, Iso-Britannian, Irlannin, Norjan, Tanskan, Irlannin ja Espanjan osalta käytettävät viitearvot löytyvät kootusti Röperin ja Netzbandin raportista (Röper & Netzband 2011).

Monet Pohjois-Euroopan maat ovat sisällyttäneet kansalliseen lainsäädäntöönsä ruoppausmassojen käsittelyä koskevaa sääntelyä. Kansalliset säännökset liittyvät koko ruoppaustoimintaan kaikkine pakollisine välivaiheineen, ruoppauksesta läjittämiseen.

### 4.1 Haitallisten aineiden raja-arvot

Useimmat OSPAR-maat ovat määrittäneet sedimenteille laatukriteereitä (eli haitallisten aineiden raja-arvoja) ruoppausmassan mahdollista mereen läjittämisen arviointia varten. Yhdellätoista maalla on raja-arvot ruoppausmassojen sisältämällä haitallisille aineille (laadittu vuosina 2004 ja 2008). Lähestymistavat näiden raja-arvojen määrittämisessä vaihtelevat. Osalla määrittäykset perustuvat taustapitoisuuksiin ja niihin liitettäviin kertoimiin, ja osa johtaa arvot ekotoksikologisten tutkimusten perusteella. Useimmissa OSPAR-maissa näitä haitallisten aineiden raja-arvoja ei ole sisällytetty lainsäädäntöön, mutta ne ohjaavat viranomaisten päätöksentekoa. Useimmin käytössä on kolme ruoppaus- ja läjitystoimintaa ohjaavaa luokkaa ja kaksi raja-arvopitoisuutta. Ruoppausmassojen, joiden haitallisten aineiden pitoisuudet jäävät alemman raja-arvon alapuolella, oletetaan aiheuttavan vain vähäistä haittaa ympäristölle. Ruoppausmassat, joiden pitoisuudet sijoittuvat alemman ja ylemmän raja-arvon väliin, saattavat vaatia lisätutkimuksia ennen kuin ruopatun massan sijoittamisesta voidaan tehdä päätös. Mikäli massasta mitatut haitta-ainepitoisuudet ylittävät ylemmän raja-arvon, ruoppausmassoja ei yleensä saa loppusijoittaa mereen. Sekä HELCOM- että OSPAR-maiden asettamissa haitallisten aineiden raja-arvoissa esiintyy suurta vaihtelua (OSPAR 2010, taulukko 1).

**Taulukko 1.** Haitallisten aineiden raja-arvojen vaihteluvälit metallien osalta yhdessätoista OSPAR-maassa (OSPAR 2010).

Haitta-aine	Tavoitearvot (alempi raja-arvo) mg/kg		Raja-Arvot (ylempi raja-arvo) mg/kg	
	< 2 mm fraktio	hienoaaines (<63 µm ja 20 µm)	< 2 mm fraktio	hienoaaines (<63 µm ja 20 µm)
As	20–80	30–80	29–1000	150–200
Cd	0,4–2,5	1–2,5	2,4–10	5–12,5
Cr	40/50–300	150–200	120–5000	750–1000
Cu	20–150	40–100	60–1500	200–400
Hg	0,3/0,25–0,6	0,6–1	0,8–5	3–5
Ni	20/30–130	50–100	45–1500	250–400
Pb	50–120	100–120	110–1500	500–600
Zn	130–700	350–500	365–10000	1750–3000

Itämeren valtioiden kansalliset lainsäädökset ruoppausmassojen käsittelystä poikkeavat huomattavasti toisistaan (Sapota ym. 2012). Erot koskevat muun muassa ympäristölupamenettelyä, sedimenttien luokittelua, haitallisten aineiden raja-arvoja sekä tapoja ja mahdollisuutta käsitellä ruoppausmassoja. Suurimmat erot liittyvät haitallisten aineiden raja-arvoihin ja sedimenttien luokitteluun pilaantuneeksi.

On vaikeaa määritellä selkeästi termi "tavoitearvo" pilaantumisen osalta. Tarkoituksena on määrittää sellainen haitallisten aineiden pitoisuus, josta ei aiheudu merkittäviä haitallisia muutoksia ekosysteemissä. HELCOMin suositusten tavoitteena on saavuttaa taso, joka on lähellä luonnontilaa. Tällöin ihmistoiminnasta peräisin olevien haitallisten aineiden pitoisuustason nousua ei saisi syntyä lainkaan. HELCOM määrittelee myös tavoitetasolaskelman (ts. korkein kontaminaatiosuhde, CR). Suuri määrä erilaisia haitallisia aineita ylittävät nämä tavoitetasot eri Itämeren osa-alueilla (Kappale 5, Taulukko 5, Sapota ym. 2012).

Kansallisten lainsäädäntöjen erot eivät koske pelkästään raja-arvoja vaan myös analysoitavien haitallisten aineiden määrää. Esimerkiksi tributyyylitinan analysointi ei ole vielä pakollista Viron, Liettuan, Puolan ja Venäjän kansallisessa lainsäädännössä. Kansalliset säännökset eroavat myös siinä suhteessa, miten ruoppausmassoja voi käsitellä ja sijoittaa. Osassa Itämeren maita sallitaan pilaantumattoman ruoppausmassan varastointi mereen (esim. Puola ja Liettua), kun taas osa maista kieltää tällaisen toiminnan (Sapota ym. 2012).

#### 4.1.1 Euroopassa ruoppausmassoille asetettuja pitoisuustasoja

*Välimeren alueen* maissa ruoppausta tai ruoppausmassojen käsittelyä ei ole säännelty kansallisessa lainsäädännössä. Tärkein ruoppaustoimintaa säätelevä asiakirja onkin tällä alueella Barcelonan yleissopimuksen pöytäkirja, jonka avulla pyritään ehkäisemään Välimeren pilaantumista (Carette 2011). Esimerkiksi Espanjassa oman kansallisen lainsäädännön puuttuessa sovelletaan muissa Euroopan maista läjittämistoiminnalle määriteltyjä kriteerejä ja raja-arvoja (Alvarez-Guerra ym. 2007). Kreikassa mm. Barcelonan yleissopimus ja Euroopan Unionin Meristrategiadirektiivi on sisällytetty osaksi kansallista lainsäädäntöä, mutta varsinainen ruoppausta koskeva lainsäädäntö puuttuu. Siksi ruoppausmassoja pidetään jätteenä, mikä osaltaan vaikeuttaa mm. massojen hyödyntämistä (Dede 2018).

*Espanjalla* on käytössään ruoppausmassojen arviointiin kaksi raja-arvoa (AL1 ja AL2) ja siten kolme pitoisuusluokkaa. Haitallisia aineita mitataan hienojakoisesta sedimentistä (<63 µm). Raja-arvot on esitetty DelValls ym. (2004) julkaisun taulukossa 1. Haitallisten aineiden pitoisuuksien jäädessä alle

raja-arvon AL1 massat kuuluvat luokkaan I ja ruoppausmassan läjittäminen mereen on sallittua. Ruoppausmassan haitallisten aineiden pitoisuuksien ylittäessä raja-arvon AL1, mutta alittaessa AL2, ne kuuluvat luokkaan II. Tällöin ruoppausmassoja pidetään lähtökohtaisesti pilaantuneina. Luokan II massalle on tehtävä lisätutkimuksia ennen kuin sijoittamispäätöksiä voidaan tehdä. Ne ruoppausmassat, joiden pitoisuudet ylittävät raja-arvon AL2, kuuluvat kategoriaan III. Tällaiset ruoppausmassat täytyy eristää ympäristöstä. Erityisen pilaantuneille massoille, joiden haitallisten aineiden pitoisuudet ylittävät AL2 raja-arvon 8-kertaisesti suositellaan käytettäväksi erityisiä eristystekniikoita (DelValls ym. 2004). Nämä ns. CEDEX-ohjeet eivät ole lainsäädäntöön perustuvia velvoitteita, vaan niiden soveltaminen on ohjeellista. Siten niistä poikkeamisella ei ole oikeudellisia vaikutuksia (Dede ym. 2018).

*Italiassa* sedimenttien ruoppauksella on suurta taloudellista merkitystä maan rannikkoalueiden nopean kehittymisen takia. Sedimenttien luokitteluun ja läjittämiseen liittyvän lainsäädännön puuttuessa on mm. hiekkarantojen kunnostaminen hyväksytty, kunhan ruoppausmassa vastaa kansallisessa asetuksessa nro 367/2003 kuvattua ohjeellista laatustandardia eivätkä niissä esitetyt haitallisten aineiden pitoisuudet ylity (Petrucci ym. 2011). Italiassa on asetuksessa mainitun standardin lisäksi kaksi erilaista haitallisten aineiden raja-arvoa. Heillä on käytössä ns. kemikaalien taustataso (LCB) sekä haitallisten aineiden raja-arvo (LCL), jotka on julkaistu Italiankielisessä opaskirjassa (ICRAM - APAT 2006; Taulukko 2). Opas sisältää fysikaalis-kemialliset ja biokemialliset kriteerit ruoppausmassan luokittelulle ja tärkeimmät periaatteet asianmukaiselle käsittelylle (Dede 2018).

**Taulukko 2.** Italian käytössä olevat kansalliset raja-arvot sedimenteille (ICRAM – APAT 2006).

Haitallinen aine	Asetus 367/2003	LCB	LCL
<b>Metallit mg/kg</b>			
Arseeni	12	17	32
Kadmium	0,3	0,2	0,8
Kromi	50	60	360
Kupari	-	15	52
Elohopea	0,3	0,2	0,8
Nikkeli	30	40	75
Lyijy	30	25	70
Sinkki	-	50	170
<b>Orgaaniset yhdisteet µg/kg</b>			
PCB-yhdisteet	4	5	189
PAH-yhdisteet	200	900	4000

Ruoppausmassojen haitallisten aineiden pitoisuudet aina taustapitoisuuteen asti edustavat matalaa ekotoksikologista riskiä, eikä näiden pitoisuuksien odoteta aiheuttavan haitallisia ympäristövaikutuksia. Jos pitoisuudet ylittävät haitallisten aineiden raja-arvon (LCL), haitalliset vaikutukset ovat mahdollisia ja ruoppaustoimintaa tulee arvioida tarkemmin (Petrucci ym. 2011).

*Alankomaiden* ympäristölainsäädäntö kattaa koko ruoppaus- ja läjitystoiminnan pääpainon ollessa ruopatun massan käsittelyssä, hyödyntämisessä ja lopullisessa sijoittamisessa joko maalle tai mereen. Noin 90 % ruoppausmassasta on peräisin meren sedimenteistä, jotka voidaan läjittää takaisin mereen sen alhaisten haitta-ainepitoisuuksien vuoksi. Ruoppausmassan hävittämistä koskevat ohjeet poikkeavat sedimentin laadunarvioinnista ja ruoppausmassan kierrätyksestä. Lainsäädännön mukaan yleisten haitta-aineiden kuten raskasmetallien, mineraaliöljyn ja PCB-yhdisteiden osalta kemialliset analyysit on

tehtävä ennen ruoppausmassan hävittämistä. Mittaustuloksia verrataan lakisäätöisiin vertailuarvoihin. Kemiallisten analyysien tuloksista riippuu merialueilta peräisin olevien ruoppausmassojen jatkotoimet. Ruopattujen sedimenttien meriläjittäminen on sallittua vain, mikäli ruoppausmassan haitta-aineiden pitoisuudet alittavat vertailuarvoina käytettävät lakiin perustuvat raja-arvot. Muissa tapauksissa ruoppausmassa on sijoitettava suljetulle ns. Slufter-alueelle (Sednet 2001, Dede ym. 2018).

*Itämeren alueella* käytettävistä haitallisten aineiden raja-arvoista on koottu oma julkaisu (Sapota ym. 2012). Tämän raportin liitteessä 1 on esimerkkejä eri maiden käyttämistä arvoista. Enimmillään määritettäviä haitta-aineita on 24, mutta esimerkiksi Puolalla vain kymmenen (Staniszewska ja Boniecka 2018). Tällä voi olla suurtakin merkitystä ruopattavan aineksen pilaantuneisuutta arvioitaessa. Taulukkoon 3 on koottu Itämeren maissa ruoppausmassojen haitallisille aineille määritetyt pienimmät ja suurimmat raja-arvot (esitetty julkaisussa Staniszewska ja Boniecka 2018). Raja-arvot vaihtelevat suuresti, poiketen kertaluokaltaan toisistaan.

**Taulukko 3.** Pienimmät ja suurimmat raja-arvot ruopatuille sedimenteille (mg/kg kuivapaino) Itämeren maissa (Tanska, Viro, Suomi, Saksa, Latvia, Liettua, Puola, Venäjä ja Ruotsi) (Sapota ym. 2012, Staniszewska ja Boniecka 2018).

Haitallinen aine	Minimi mg/kg	Maksimi mg/kg	Haitallinen aine	Minimi mg/kg	Maksimi mg/kg
Arseeni (As)	10	150	Öljyhiilivedyt (C10-C40)	20	5000
Sinkki (Zn)	60	1750	PAH yhdisteet (suluissa yksittäinen yhdiste)	1 (0,01)	200 (8)
Elohopea (Hg)	0,1	10	PCBs (µg/kg kuiva-ainetta) (suluissa yksittäinen yhdiste)	0,02 (1)	2 (30)
Kromi (Cr)	20	800	Tributyyliina TBT	3	200
Nikkeli (Ni)	10	500	DDT	0,0025	5
Kadmium (Cd)	0,3	20	DDE	0,0025	3
Lyijy (Pb)	10	600	DDD	0,0025	10
Kupari (Cu)	10	500	alfa HCH	0,0025	2
Rauta (Fe)		40000	gamma-HCH	0,00005	2
Vanadiini (V)		20	HCB	2	25
Tina (Sn)	1	300	Pentaklooribentseeni	1	3
Koboltti (Co)	15	300	PCDD/PCDF ng WHO-TEO/kg	20	500

*Tanskassa* ruoppausmassoille käytettävät haitallisten aineiden raja-arvot perustuvat OSPAR-yleis-sopimukseen sekä Alankomaiden ja Suomen kokoamiin taustatietoihin. Lisäksi niissä on otettu huomioon Tanskan poikkeavat olosuhteet. Alemmat raja-arvot vastaavat joko sedimenttien taustapitoisuuksia tai tasoja, jolla ei odoteta syntyvän merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia. Ylemmät raja-arvot perustuvat kansainvälisesti määritettyihin arvoihin, joissa taustalla mm. ekotoksikologista tutkimuksista koottua tietoa.

*Saksassa* käytetyt ruoppausmassojen raja-arvot on nimetty 1. ja 2. raja-arvoksi ja nämä arvot määritetään <20 µm sedimenttifraktiolle. Käytetyt raja-arvot eivät ota huomioon myrkyllisyyttä ja biosaataavuutta kaikissa faaseissa. Jos analyysi osoittaa, että sedimentistä mitatut pitoisuudet ovat tasojen 1 ja 2 välillä, lisätutkimukset saattavat olla välttämättömiä. Näissä tilanteissa tutkimusten sisältö laaditaan aina tapauskohtaisesti ottaen huomioon paikalliset olosuhteet ja sijoituspaikan ympäristön herkkyys.



*Virossa* ruoppausmassojen haitallisten aineiden raja-arvot määritellään maaperän tavoite- ja viitearvoilla. Tavoitearvot edustavat maaperän haitallisen aineen pitoisuutta, jonka alittuessa maaperän tila on ihmisille ja ympäristölle turvallinen. Viitearvo on puolestaan sellainen haitallisen aineen pitoisuus maaperässä, jonka yläpuolella maaperä on pilaantunut ja siten vaarallinen ihmisten terveydelle ja ympäristölle. Virossa on käytössä erilliset raja-arvot asuinalueille sekä teollisuusalueille.

*Latviassa* on myös kaksi raja-arvoa ruoppausmassojen haitallisille aineille. Alemman raja-arvon ylittyessä, mutta ylemmän alittuessa joudutaan arvioimaan lisätutkimuksin ja tarkempien ekotoksikologisten analyysien tarvetta. Toisen raja-arvon ylittyminen ruoppausmassassa osoittaa niillä olevan selkeästi haitallisia toksisia vaikutuksia ekosysteemille.

*Liettua*ssa on käytössä useampitasoinen järjestelmä ruoppausmassojen laadun arviointiin. Ruopattavat massat luokitellaan neljään eri pilaantumislukkaan (luokat erikseen hiekalle ja mudalle). Haitallisten aineiden raja-arvot on vahvistettu kansallisesti.

*Puolan* lainsäädännössä määritellään vain yksi raja-arvo rajatulle joukolle haitta-aineita. Raja-arvon ylittyessä ruoppausmassa luokitellaan pilaantuneeksi.

*Venäjällä* käytetään alempana pitoisuusarvona ns. tavoitetasoa. Jos haitallisten aineiden pitoisuudet ruopattavassa massassa jäävät tavoitetasojen alapuolelle, sedimentti luokitellaan puhtaaksi. Tavoitearvojen lisäksi käytössä on raja-arvo (limit value) ja tämä raja-arvo on pitoisuustaso, jolla kyseinen haitta-aine aiheuttaa suurimman sallitun riskin ympäristölle ja ihmisille (heikosti pilaantuneet sedimentit). Lisäksi on käytössä korkeampi pitoisuustaso, jonka arvioidaan voivan joissakin tapauksissa vaikuttaa haitallisesti vesiympäristöön (kohtalaisesti pilaantuneet sedimentit) (Pazikowska-Sapota ym. 2012).

#### 4.1.2 Läjityskelpoisuuden pitoisuustasot Suomessa

*Suomessa* sedimenttien haitallisille aineille määritettyjä pitoisuustasoja on tarkoitus käyttää vain arvioitaessa ruoppausmassan läjityskelpoisuutta vapaaseen veteen. Haitallisille aineille ei ole kuitenkaan pitoisuustasoja, joiden perusteella arvioitaisiin sedimenttien pilaantuneisuutta. Arvioinnin tueksi on määritetty viisi pitoisuustasoa; 1, 1A, 1B, 1C ja 2. Ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arviointiin vaikuttavat mitattujen haitta-ainepitoisuuksien lisäksi läjityspaikan olosuhteet. Pitoisuustasot on määritetty siten, että ne ovat riippumattomia ruoppausmassan määrästä. Läjitettävien ruoppausmassojen haitta-ainepitoisuuksien lisäksi niiden määrä vaikuttaa läjitysalueen seurannan suunnittelun ja velvoitteisiin.

Suomessa käytössä olevat raja-arvot on esitetty taulukossa 4. Haitta-ainepitoisuuksien ollessa sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa mainitulla tasolla 2, ruopattavaa massaa ei pääsääntöisesti voi läjittää vapaaseen veteen, vaan se täytyy läjittää maalle tai vapaan veden ja maa-alueen väliin penkereellä erotetun alueen taakse. Vaikka haitta-ainepitoisuus ei olisikaan tasolla 2, voidaan massat siitä huolimatta joutua läjittämään maalle sedimentin ollessa hyvin eroosioherkkää, jolloin se saattaa kulkeutua läjitys-paikalta ympäristöön (YM 2015).

**Taulukko 4.** Suomessa käytettävät haitallisten aineiden raja-arvot (YM 2015).

Haitallinen aine	Pitoisuustaso <sup>1</sup>				
	1	1A	1B	1C	2
<b>Metallit ja puolimetallit</b>	mg/kg kuiva-ainetta				
*elohopea (Hg)	< 0,1	0,1–0,6	0,6–0,8	0,8–1	> 1
*kadmium (Cd)	< 0,5	0,5–2,5			> 2,5
*kromi (Cr)	< 65	65–270			> 270
*kupari (Cu)	< 35	35–50	50–70	70–90	> 90
*lyijy (Pb)	< 40	40–80	80–100	100–200	> 200
*nikkeli (Ni)	< 45	45–50	50–60		> 60
*sinkki (Zn)	< 170	170–360	360–500		> 500
*arseeni (As)	< 15	15–50	50–70		> 70
<b>PAH -yhdisteet</b>	µg/kg kuiva-ainetta				
naftaleeni	< 20	20–250	250–2 500		> 2 500
*antraseeni	< 20	20–500			> 500
*fenantreeni	< 20	20–500	500–5 000		> 5 000
*fluoranteeni	< 20	20–200	200–2 000		> 2 000
*bentso(a)antraseeni	< 20	20–100	100–1 000		> 1 000
*kryseeni	< 20	20–300	300–3 000		> 3 000
*pyreeni	< 20	20–280	280–2 800		> 2 800
*bentos(k)fluoranteeni	< 20	20–250	250–2 500		> 2 500
*bentso(a)pyreeni	< 20	20–450	450–4 500		> 4 500
bentso(g,h,i)pyreeni	< 20	20–100	100–1 000		> 1 000
*indeno(123-cd)pyreeni	< 20	20–100	100–1 000		> 1 000
<b>Öljyhiilivedyt C10–C40</b>	mg/kg kuiva ainetta				
	< 100	100–300	300–1 500		> 1 500
<b>PCB:t (IUPAC-numeroille)</b>	µg/kg kuiva-ainetta				
*28 / *52 / *101 / *118 / *138 / *153 / *180	< 2	2–4	4–10	10–30	> 30
Tribytyylitina	< 5	5–30	30–100	100–150	> 150
Trifenyyilitina	< 2	2–10	10–20	20–30	> 30
<b>Dioksiinit ja furaanit</b>	ng WHO-TEQ <sup>2</sup> /kg kuiva-ainetta				
PCDD ja PCDF	< 5	5–10	10–30	30–60	> 60

\* HELCOM-ohjeen (2015) mukaiset aineet

<sup>1</sup>Tasojen rajalla oleva pitoisuus, luetaan kuuluvaksi alemman pitoisuustason mukaiseen luokkaan so. sinkkipitoisuus 360 mg/kg kuuluu luokkaan 1A. <sup>2</sup> Dioksiinien toksisuusekvivalenttikertoimella (TEF, dioksiineilla vaihteluväli 0,0003 - 1) kuvataan kunkin dioksiiniyhdisteen (kongeneerin) suhteellista myrkyllisyyden voimakkuutta verrattuna myrkyllisimpään dioksiinikongeneeriin 2,3,7,8-TCDD:hen, jonka TEF-arvo on 1. Toxicity Equivalent TEQ lasketaan kertomalla kunkin seoksessa oleva aineen pitoisuus sen toksisuusekvivalenttikertoimella (TEF) ja lasketaan näin saadut luvut yhteen.

#### 4.1.3 Vaihtelevat arviointiperusteet

Euroopan maiden välillä on huomattavia eroja ruoppausmassojen luokittelussa ja luokitteluun liittyvissä toimenpiderajoituksissa. Jonkin maan säännösten ja ohjeistusten perusteella ruoppausmassa voidaan läjittää mereen, kun taas toisessa maassa samalle merialueelle läjittäminen vaatisi vähintäänkin perusteellisempia selvityksiä mahdollisista haitallista ympäristövaikutuksista. Erot johtuvat paitsi valituista kriteereistä ja niiden määrittystavoista sekä hyväksyttävistä ympäristövaikutuksista, mutta myös luonnonolosuhteiden poikkeavuudesta. Eri vesialueilla olosuhteet ja ekosysteemit eroavat huomattavasti toisistaan. Esimerkiksi Itämerellä rannikko poikkeaa huomattavasti Pohjanmeren olosuhteista. Norjan ja Ranskan haitallisten aineiden luettelo eroaa varsin paljon Itämeren maiden vastaavista (Röper & Netzbänd 2011).

Analyysimenetelmien ja analyysiin valittavien partikkelikokojen eroavaisuuksien takia on eri maiden ja alueiden pitoisuusrajavertailuja tehtävä varovaisesti. Toimintaa ohjaavat viitearvot on lisäksi määritetty vain rajatulle määrälle haitallisia aineita, ja tämäkin luku vaihtelee huomattavasti maittain. On myös tunnistettu monia huolta-aiheuttavia uusia haitta-aineita kuten bromatut palonestoaineet. Tällaisille ruoppausmassojen aineille ei vielä ole raja-arvoja määritetty (OSPAR 2010).

#### 4.2 Biotestit ruopattavien sedimenttien riskejä arvioitaessa

Biotestit tai ekotoksikologiset testit tarkoittavat laboratoriossa suoritettavia kokeita, joilla mitataan sedimentin akuuttia, subakuuttia tai kroonista haitallista vaikutusta testieliöihin. Tällaiset testit mahdollistavat muun muassa yhteisvaikutusten eli useiden haitta-aineiden yhtäaikaisten vaikutusten tutkimisen (YM 2015).

Nendza (2002) tutki kirjallisuuden ja asiantuntijakyselyiden perusteella, mitä biotestejä tulisi käyttää ruopattavien sedimenttien riskin- ja myrkyllisyyden arviointiin. Biotestimenetelmiä voidaan soveltaa koko sedimenttiin, sedimentin suspensioon, sedimentin elutriaattiin, huokosveteen ja/tai sedimentti-uutteeseen. Testit kattavat akuutin ja pitkäaikaisen myrkyllisyyden, biokertyvyyden, hormonaaliset vaikutukset, vaikutukset lisääntymiseen, karsinogeenisuuden ja mutageenisuuden. Biotestimenetelmien vertailevia analyysejä ja arviointeja tehtiin niiden herkkyyden, spesifisyyden, sovellettavuuden (koeorganismien alueellinen spesifisyys, saatavuus ja soveltuvuus), vaihtelun (fysikaaliskemialliseen näytteenottoon ja testaukseen liittyvät tekijät), kustannustehokkuuden, eettisyyden, standardoinnin (suuntaviivat, interkalibrointi) sekä OSPAR:n ja HELCOM:n yleissopimuksen monitorointitarkoituksiin sovellettavuuden perusteella. Menetelmiä verrattiin sen perusteella, miten luotettavasti niiden avulla voitiin arvioida vaikutuksia ekosysteemeihin ja miten hyvin ne soveltuvat merten sedimenttien ja ruoppausmassojen arviointiin. Yksittäisten biotestien arviointitulosten perusteella ehdotetaan porrastettua testausta. Tällaisessa hierarkkisessa lähestymistavassa on edustettuina useita taksoneita, biologisia prosesseja ja altistumisreittejä. Siten testaus kattaisi solu-, laji-, populaatio- ja yhteisötasot. Toksikologisten tulosten merkitsevyys ja myös monimutkaisuus kasvaa hierarkian tasolla noustessa.

Nendzan (2002) mukaan ruoppausmassojen ja sedimenttien haitallisuuden arviointiin on käytettävissä monenlaisia biotestimenetelmiä. Kuitenkin luotettavuuden parantamiseksi niitä tulisi edelleen kehittää ja standardisoida. Suositeltavien testipatterien teho ja luotettavuus tulisi testata useilla sedimenteillä ja relevanteilla kemikaaleilla. Pienen mittakaavan, monilajiset testit vaikuttivat lupaavalta lähestymistavalta erityisesti matalan tason seulontaan. Näitä tulisi edelleen kehittää käyttäen alueelle relevantteja testilajeja. Myös näytteenottoon, sedimentin käsittelyyn ja varastointiin sekä vertailusedimentteihin tarvittaisiin tarkat standardit. Jotta kehitystyötä kannattaisi tehdä, ruoppausmassan tai sedimentin liittyvässä sääntelyssä tulisi arviointi perustaa pitoisuusraja-arvojen lisäksi biotesteihin.

Vaikutusperusteiset menetelmät voisivat tarjota kustannustehokkaan lähestymistavan esimerkiksi dioksiinien ja furaanien tutkimiseen sedimentistä ja vedestä. Eräs tällainen menetelmä on DR CALUX (Dioxin Response Chemical Activated Luciferase gene eXpression). Menetelmä antaa vasteen

dioksiineille ja dioksiininkaltaisille yhdisteille (myös bromatut tai halogenoidut dioksiinianalogit, polyklooratut naftaleenit, PAHit) ja sen avulla voidaan määrittää näytteen haitallisuus eliöille (Ahkola ja Salminen 2019).

Euroopan maissa biotestejä ei tällä hetkellä ole käytössä arvioitaessa ruopattavien sedimenttien ja ruoppausmassoihin liittyviä haittavaikutuksia ja riskejä. Tulkinnan kannalta on ongelmallista, että eri eliöt reagoivat eri haitta-aineisiin vaihtelevin tavoin. Tunnettuja vaikutusmekanismeja on monia ja siksi esimerkiksi ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arvioinnissa jouduttaisiin käyttämään usein erilaisesta testistä koostuvaa testipatteria. Tulosten tulkinta tilanteessa, jossa testien tulokset samalle näytteelle ovat vaihtelevia ja osin ristiriitaisiakin, vaatisi seikkaperäistä ohjeistusta ja huomattavaa pätevyyttä tuloksia arvioivilta henkilöiltä. Tällä hetkellä myrkyllisyystestejä voidaan tehdä ja tulkita tapauskohtaisesti. Niiden tuloksia voidaan hyödyntää kemiallisten määritysten kautta saadun tiedon tukena (YM 2015).

## 5 Sedimenttien haitalliset aineet

Merenpohjan ruoppausten yhteydessä sedimenttiainesta leviää veteen. Tämä aiheuttaa veden samentumista ja merenpohjan hienoainekseen leviämistä. Pohjalta irronnut hienojakoinen sedimenttiaines peittää laskeutuessaan merenpohjan elinympäristöjä. Myös merenpohjan sedimenttiin sitoutuneet, kerrostuneet ja peittyneet haitta-aineet voivat vapautua uudelleen veteen ja kertyä edelleen eliöihin. Lisäksi merkittävä osa haitallisten aineiden muuntumisprosesseista tapahtuu leviämisen ja kulkeutumisen aikana (HELCOM 2010). Ruoppaustoiminta muokkaa siten merenpohjan elinympäristöjä ja aiheuttaa muutoksia merenpohjan habitaateissa. Pilaantuneiden ruoppausmassojen läjittämällä mereen on samanlaisia ympäristölle haitallisia vaikutuksia (Stronkhorst ym. 2003, Fraser ym. 2017).

Haitallisten aineiden pitoisuudet sedimentissä riippuvat vesistökuormituksen lisäksi sedimentin tyypistä. Esimerkiksi Itämeren eteläisillä ja kaakkoisilla rannikoilla sedimentti on pääasiassa hiekkapohjaista, kun taas monilla muilla Itämeren alueilla sedimentissä on paljon orgaanista ainesta. Orgaaninen aines voi sitoa huomattavan paljon haitallisia aineita (Al-Hamdani ja Reker 2007) ja vapauttaa niitä ruoppauksen ja/tai mereen läjittämisen yhteydessä. Tällä on puolestaan merkitystä toimenpiteistä ympäristölle aiheutuviin vaikutuksiin.

Maa-alueilta haitalliset aineet kulkeutuvat mereen ja vesistöihin joko vesi- tai ilmateitse. Pistemäistä kuormitusta aiheuttavat muun muassa teollisuuslaitokset, jätevesien käsittelylaitokset, jätteiden käsittely- tai kaatopaikat, satamat ja telakat. Hajakuormituslähteitä ovat esimerkiksi vesiliikenne, kotitaloudet ja niiden kemikaalit sekä torjunta-aineiden käyttö. Osa raskasmetalleista, orgaanisista yhdisteistä ja radioaktiivisista aineista on lisäksi peräisin luonnosta (HELCOM 2010).

On hyvin vaikeaa määritellä sedimentin pilaantumisen raja-arvoa. Eri eliöt ovat hyvin eri tavalla herkkiä aineille. Joillakin lajeilla vaikutukset havaitaan jo alhaisilla pitoisuuksilla, kun taas toisille lajeille saman pitoisuuden vaikutus on olematon. Aina tavoitteena on asettaa haitallisille aineille sellainen raja-arvo, jonka alittava pitoisuus ei aiheuta ei-toivottuja muutoksia ekosysteemille. Kuten kappale 4 osoitti, eri mailla on toisistaan poikkeavaa lainsäädäntöä sekä erilaisia raja-arvoja sedimenteille ja ruoppausmassoille. Esimerkiksi Suomessa ei ole käytössä EQS-arvoja pilaantuneille sedimenteille toisin kuin esim. muissa pohjoismaissa. Norjassa EQS-arvoja on 28 haitta-aineelle ja Ruotsissakin muutamalle. Lisäksi Ruotsi on käyttänyt osin Norjan arvoja (Olsen ym. 2019).

HELCOM suositusten tavoitteena on saavuttaa tasot, jotka ovat mahdollisimman lähellä luonnontilasta (tavoitetaso). Ihmistoiminnasta peräisin oleva haitta-aineen lisäys on silloin nolla. HELCOM käyttää näitä arvoja laskiessaan CR-arvoja (the Highest Contamination Ratio, CR). CR-arvot kuvaavat haitta-aineiden pitoisuuksien suhdetta luonnontilaiseen raja-arvoon. Monet haitalliset aineet ylittävät tavoitteelliset raja-arvot Itämeren eri osa-alueilla (Taulukko 5).

**Taulukko 5.** Haitalliset aineet, joiden mitatut pitoisuudet olivat Itämeren eri osa-alueilla korkeimmat suhteessa tavoitearvoihin. Suluissa oleva luku kertoo, kuinka monta kertaa kyseinen haitta-aine ylitti eniten vertailussa (korkein CR-arvo) käytettävän raja-arvonsa kyseisellä merialueella (HELCOM 2010).

Itämeren osa-allas	Haitallinen aine
Pohjanlahti	Kadmium, cesium-137, BDE, DDE, DEHP JA PCB
Perämeri	Kadmium, cesium-137, DDE (2), dioksiini (2), HCH:t, lyijy ja elohopea (2)
Ahvenanmaan meri ja Saaristomeri	Cesium-137 ja PCB
Itämeri	BDE*, kadmium, DDE*, lyijy, oktyylifenoli, PBC ja TBT
Suomenlahti	Kadmium, cesium-137, kupari, DDT, lyijy, elohopea (6), ja sinkki (2)
Riianlahti	DDT (2), lyijy (4), PCB (3) ja sinkki
Itäinen Itämeren alue	Antraseeni, bentso(a)antraseeni (8), bentso(k)fluoranteeni (1), cesium-137 (2), DDE (2), dioksiinit, elohopea (3) ja TBT (3)
Länsi-Gotlannin alue	DDE, dioksiinit, nikkeli ja PCB (2)
Gdanskinlahti	Bentso(a)antraseeni, cesium-137, elohopea ja PCB
Bornholmin allas	Kadmium, Cesium-137, DDE (2), lyijy, PCB (2), TBT ja sinkki
Arkonan allas	Benso(g,h,i)peryleeni, kadmium, cesium-137, DDE (2), lyijy, elohopea, PCB(3) ja TBT
Mechlenburgin ja Kielinlahti	Cesium-137, HCH:t, lyijy (3), PAH-yhdisteet ja PCB:t
Beltinmeri ja Sound	Arseeni, DEHP, nonyyllifenoli (3), PCB (2), VDSI ja TBT
Kattegat	Arseeni, BDE, fluoranteeni, nikkeli, nonyyllifenoli, oktyylifenyli, PCB (3), TBT (3) ja VDSI (2)

\*) Näillä aineilla on alueella sama paino.

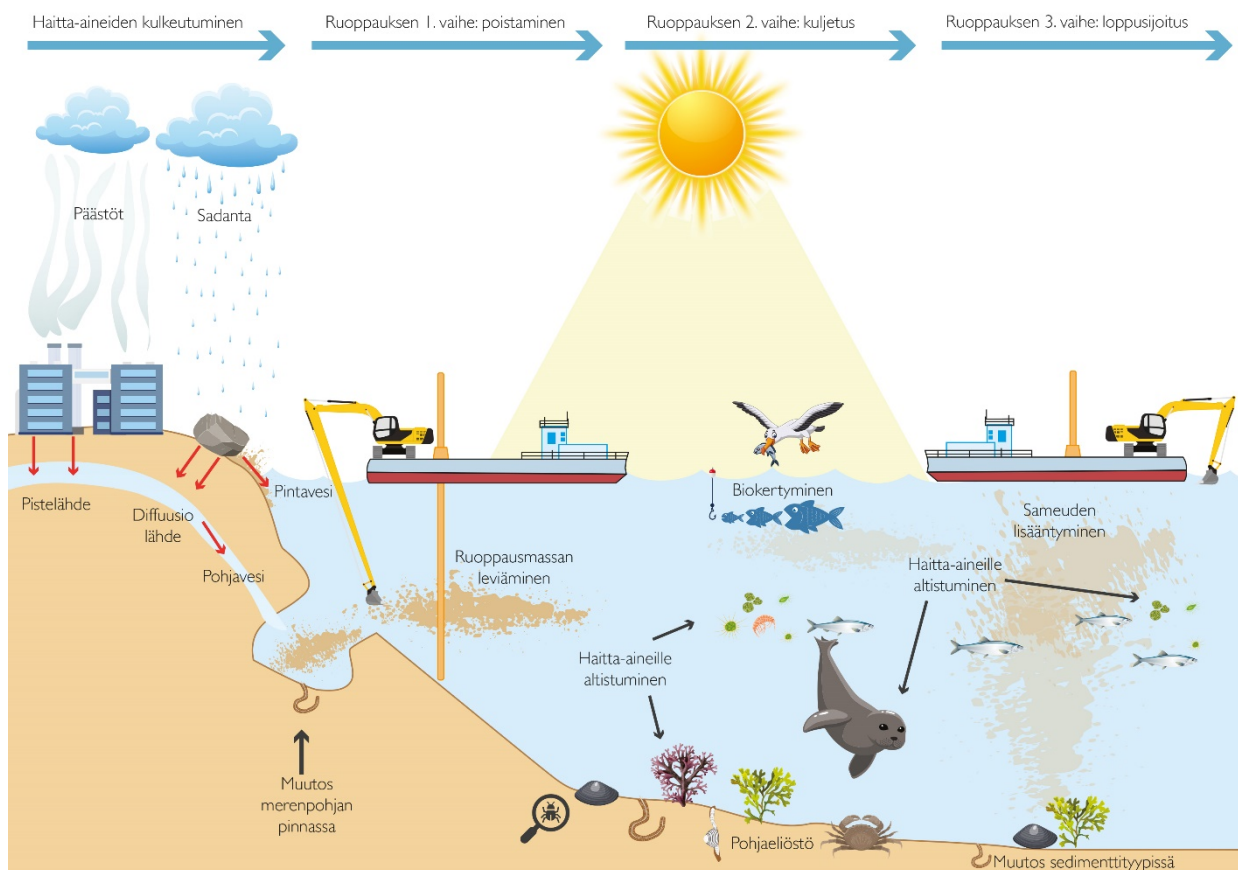
## 5.1 Näytteenotto

Suomessa ruoppauksen vaikutuksia tarkkaillaan useimmiten vesinäytteiden avulla. Sedimenttien läjityskelpoisuuden arvioinnissa käytetyistä ja ympäristöhallinnon ohjeessa (YM 2015) mainituista yhdisteistä suurin osa on kuitenkin niukkaliukoisia ja niiden pitoisuudet jäävät vesinäytteessä usein alle määräytörajan (mm. PAH- ja PCB-yhdisteet, organotinayhdisteet sekä dioksiinit ja furaanit). Nämä haitta-aineet ovat suurimmaksi osaksi sitoutuneena sedimentissä olevaan kiintoaineeseen. Mitä enemmän sedimentti sisältää orgaanista ainesta, sitä todennäköisimmin haitta-aineita on myös kerääntynyt sedimenttiin. Liuenneet aineet ovat sen sijaan sedimentissä sitoutuneena huokos- tai alusveteen. Huokosveden aineet ovat eliöille biosaatavassa muodossa, mistä syystä veden haitta-ainepitoisuus kuvaa aineen kokonaispitoisuutta paremmin sedimentin toksisuutta eliöille.

Vaihtoehtona vesinäytteille voisi olla erilaisiin keräimiin (passiivi- ja/tai sedimentaatiokeräimet) perustuvat näytteenottomenetelmät. Vesinäyte kertoo vesistön tilan tietyssä pisteessä tietyllä ajanhetkellä, mikä ei välttämättä kuvaa vesistön todellista tilaa tai haitta-aineen läsnäoloa. Keräimien avulla tulokseksi saadaan haitta-aineen pitoisuus hetkellisestä kertavesinäytetä pidemmältä ajanjaksolta, mikä antaa edustavamman kuvan yhdisteiden yleisestä esiintymisestä. Keräimien avulla voidaan saada tietoa myös satunnaisista haitta-ainepulsseista, joka hetkellisessä vesinäytteenotossa saattavat ajoituksesta riippuen jäädä kokonaan havaitsematta (Ahkola ja Salminen 2019, Ahkola 2020).

## 5.2 Ruoppauksen ja läjitysten ympäristövaikutuksia

Ruoppaustoiminta voi vaikuttaa ruopattavan alueen ympäristöön monin tavoin (kuva 4). Ruoppaus voi vapauttaa takaisin veteen sedimenttiin sitoutuneina olleita haitta-aineita. Lisäksi sedimentin pinnan ruoppaus voi paljastaa saastuneemman sedimenttikerroksen, joka näin pääsee kosketuksiin veden ja eliöstön kanssa. Osa haitallisista aineista voi kertyä eliöihin ja kulkeutua ravintoketjussa. Ruoppaus voi lisätä hapen tarvetta, sillä kemiallisten yhdisteiden hajottaminen vaatii happea. Joissain tapauksissa ruoppaus voi myös houkuttaa alueelle lisää eliöstöä tai vapauttaa ravinteita lisäten alueen rehevöitymistä. Sedimentin mukana poistetaan paljon pohjaeliöstöä, jonka korvautuminen voi kestää jopa 1–2 vuotta. Usein ruoppaustoiminta johtaa myös veden väliaikaiseen samentumiseen. Tämä samentuminen estää valonpääsyä vesipatsaaseen ja muuttaa täten elinoloja. Ruoppaus voi myös pysyvästi muuttaa pohjan habitaatteja ja lajistoa (Munari ja Mistri 2014, Manap ja Voulvolis 2015, Fraser ym. 2017, Ahkola ja Salminen 2019). Pohjaeliöstövaikutuksiin kuuluvat lajiston suora peittyminen läjityksen yhteydessä, lajidiiversiteetin köyhtyminen ja lajienvälisten suhteiden sekä tasapainon muutokset (Harvey ym. 1998, Bolam 2011, Munari ja Mistri 2014). Erityisen herkkiä ovat pohjalla elävät lajit, joiden liikkumiskyky on rajallinen tai jotka ovat riippuvaisia auringonvalosta. Lajien välillä on yksilöllisiä eroja ja niiden herkkyys riippuu myös elinkierrosta ja ravinnonotto- ja lisääntymistavoista (Fraser ym. 2017).



Kuva 4. Ruoppauksen ja läjittämisen ympäristövaikutuksia (mukailtu Manap ja Voulvolis 2015).

Stronkhorst ym. (2003) tutkivat Rotterdamin sataman ylläpitotöiden vuoksi käytettyjen läjitysalueiden muutoksia mereen läjittämisen jälkeen. Tutkimuksessa seurattiin sedimentin pilaantumista, ekotoksikologisia muutoksia, biomarkkerivasteita ja pohjaeliöstön muutoksia kahdella eri läjittämisaueella.

Tulokset osoittivat, että läjittämisalueilla mm. kadmiumin, elohopean, PCB-yhdisteiden, PAH-yhdisteiden sekä tribultiinitin pitoisuudet olivat 2–3 kertaisia referenssialueisiin verrattuna. Yllättäen eliöistä mitatut biomarkerit eivät osoittaneet selviä vasteita. Läjittäminen köyhdytti läjittämisalueen lajistoa mutta vuosi läjittämisen jälkeen voitiin jo havaita lajiston selvää rikastumista. Tutkimuksessa voitiin osoittaa läjittämällä olevan selviä haitallisia vaikutuksia, jotka johtuivat nimenomaan läjittämisen peittovaikutuksesta ja pohjan liettymisestä. Selvää syy-yhteyttä haittavaikutusten ja kohonneiden haitta-ainepitoisuuksien välillä ei tässä tutkimuksessa kyetty osoittamaan (Stronkhorst ym. 2003).

Fang ym. (2013) tutkimus puolestaan osoitti, että tärkeimmät pohjaeliöstöön vaikuttaneet tekijät olivat muutokset läjitysalueen partikkelikoossa, sedimenttien vesipitoisuudessa ja vesimassassa, kun taas sedimenttien raskasmetallipitoisuudella ei ollut merkittävää vaikutusta pohjaeliöstöön. Myös Yhdysvalloissa, New Englandin läjitysalueella tehty 35 vuoden pitkäaikaissuranta osoitti, että läjityksen ympäristövaikutukset olivat paikallisia ja lyhytkestoisia (Fredette ja French 2004). Tutkimuksilla on kuitenkin osoitettu, että haitta-aineet voivat kulkeutua ruopatuista sedimenteistä ja akkumuloitua meriympäristöön (De Witte ym. 2016, Ju ym. 2016).

Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että läjittämisen haittavaikutukset ovat rajallisia. Tämä voi johtua mm. siitä, että läjitetyn ruoppausmassan ominaisuudet ovat samankaltaisia kuin loppusijoituspaikan sedimentillä, tai että ruopattu massa on läjitetty mereen vaihteittain ja homogeenisesti laajalle alueella taikka että läjitykseen käytetty tapa on mahdollistanut pohjaeliöstön siirtymisen pois alueelta. Lisäksi valtamerten voimakkaan eroosion kohteena olevalla loppusijoituspaikalla suuretkin partikkelit kulkeutuvat pois, jolloin alueella elävät eliöt ovat sopeutuneet dynamiseen ympäristöön. Yhtenä syynä vähäisiin vaikutuksiin voi olla haitta-aineiden alhaiset pitoisuudet ruopatuissa materiaaleissa (Smith ja Rule 2001, Simonini ym. 2005). Korkeita haitta-ainepitoisuuksia sisältävien ruoppausmassojen läjittäminen mereen ei yleensä ole sallittua. Toisaalta sedimenttejä voidaan käsitellä niiden haitallisten ominaisuuksien vähentämiseksi ja läjityskelpoisuuden parantamiseksi (kappale 6).

Ruoppauksen ympäristökuormitusta voidaan vähentää myös oikean ruoppaustekniikan valinnalla. Tekniikan valintaan vaikuttavat mm. pohjan laatu tai ruoppausympäristön herkkyys. Suurissa ruoppausprojekteissa myös työteholla on merkitystä ympäristövaikutuksiin; tehokkaalla tekniikalla vaikutusaika on huomattavasti lyhyempi kuin monissa ympäristöystävällisemmissä tekniikoissa, mutta hetkelliset vaikutukset ympäristöön ovat suurempia (Laasonen 2000).

Erityisesti pilaantuneiden sedimenttien ruoppaukseen on kehitetty laaja joukko kauhoja. Esimerkiksi kahmarikauharuoppaajan työskentelytarkkuus on melko hyvä ja sitä käytetään usein satamissa. Tämän lisäksi kauhan rakenne on suhteellisen vesitiivis ja siksi soveltuu myös pilaantuneiden sedimenttien ruoppaukseen. Hydrauliset ruoppaajat kuten imu- ja leikkuri-imuruoppaajat ja kuilu- eli hopperiruoppaajat puolestaan soveltuvat hyvin löyhien massojen ruoppaukseen (Bray ja Cohen 2010, Palermo ym. 2008). Avoimien ja suljettujen kauhojen aiheuttamat kiintoainessamentumat ovat luokkaa 150–900 ja 50–300 mg/l (Laasonen 2000). Puolestaan pneumaattiset ruoppaajat voivat päästä 4–48 mg/l kiintoainepitoisuuksiin ja hydrauliset imuruoppaajat 1,7–3,5 mg/l pintapitoisuuksiin (Laasonen 2000). Kiintoaineen leviämistä ympäristöön ruoppaus- ja läjitystöiden aikana voidaan edelleen vähentää siltiverhoilla ja niin kutsutulla ilmakuplaverholla, jota on käytetty mm. Haminan sataman ruoppaushankkeessa (Riipi 1997, Mattila ym. 2011).

Ruoppausmassan käsittelyn tai maalle läjittämisen mahdollisiin ympäristövaikutuksiin kuuluvat muun muassa pintaveden ja pohjaveden pilaantumisen vaara, maa-alueiden elinympäristöjen häviäminen ja lajien siirtyminen, happamiin sulfaattimassoihin liittyvät vaikutukset, ruoppausmassan käsittelyyn liittyvät terveys- ja turvallisuuskysymykset sekä alueiden viihtyisyyden liittyvät melu ja maisemamuutokset (Ports Australia 2014).

Joissain tapauksissa saattaa myös hyötykäyttöön ohjatusta, haitta-aineita sisältävästä ruoppausmassasta aiheutua ympäristö- ja terveysriskejä. Esimerkiksi New Yorkin ja New Jersey satamista ruopattua massaa on stabiloitu sementin kanssa yli 6 miljoonaa kuutiometriä. Tätä materiaalia on käytetty täyttömateriaalina mm. kaatopaikoilla. Tutkimukset ovat osoittaneet, että PCB-yhdisteitä



sisältäneestä ruoppausmassasta on vapautunut kyseisiä yhdisteitä ilmaan varsinkin sementin kuivumisvaiheessa. Myös valmiista tuotteesta on havaittu vapautuvan pieninä pitoisuuksina PCB-yhdisteitä (Miskewitz ym. 2008). Toimintaan ja tuotteisiin liittyvät riskit on siksi syytä aina arvioida kattavasti ennen kuin päätöksiä laajamittaisesta hyödyntämisestä tehdään. Esimerkkejä ruoppausmassan käsittelystä ja puhdistamisesta on koottu tämän raportin kappaleeseen 6 ja turvallisesta hyödyntämisestä kappaleisiin 7, 8, ja 9.

## 6 Sedimenttien käsittely ja puhdistaminen

Ruoppausmassan käsittely- ja puhdistusmenetelmien tavoitteena on vähentää, poistaa tai immobilisoida epäpuhtauksia ja siten tehdä massasta ympäristölle ja ihmisten terveydelle vähemmän haitallista. Yleensä nämä käsittelyprosessit muodostavat suurimman osan varsinkin sedimentin puhdistustarkoituksessa tehdyn ruoppaushankkeen kustannuksista. Tässä luvussa on kirjallisuusselvitykseen pohjautuen koottu erilaisia sedimenttien käsittelyn vaihtoehtoja ja esitelty erilaisia sedimentin puhdistamismenetelmiä.

Suomessa ei ole kansallisesti määritelty tai säännelty, milloin sedimentti on pilaantunut. Suomessa on hyvin harvoin poistettu sedimenttiä puhdistamistarkoituksessa. Tilanne eroaa muista pohjoismaista. Esimerkiksi Norjassa on selkeästi määritelty tavoitteeksi, että pilaantuneet merenpohjat halutaan puhdistaa tai kunnostaa. Muilla Pohjoismailla, kuten Norjalla ja Ruotsilla, on raja-arvot pilaantuneelle sedimentille, kun taas Suomessa on määritetty raja-arvot vain ruopatun sedimentin mereen läjittämiskelpoisuudelle (Olsen ym. 2019).

### 6.1 Sedimenttien peittäminen ja luontainen puhdistuminen

Pilaantuneiden sedimenttien ruoppaus voi aiheuttaa vesistön pilaantumista haitta-aineiden levitessä ja kulkeutuesssa. Usein aineet ovat hautautuneet puhtaan sedimenttikerroksen alle. Tällöin ne eivät yleensä aiheuta suoranaista ympäristöriskiä. Korkeita haitta-ainepitoisuuksia sisältävän sedimentin poisto ei välttämättä ole siten tarpeen.

Sedimentin päälle voidaan tehdä eristyskerros, joka estää haitallisten aineiden leviämisen ja kosketuksen ilman tai veden kanssa. Muissa Pohjoismaissa onkin 1970–80-luvulta lähtien yleistynyt ruoppauksen ohella pilaantuneiden sedimenttien peittäminen. Se on maailmanlaajuisestikin yksi yleisimmin käytettyjä toimenpiteitä pilaantuneiden sedimenttien ympäristöriskien hallinnassa. Peittämisessä sijoitetaan pilaantuneiden sedimenttien päälle vähintään yksi inertti tai aktiivinen materiaalikkerros. Samalla, kun peittokerros vähentää aineiden leviämistä ympäristön kannalta hyväksyttävälle tasolle, myös pohjaelämistön altistuminen pienenee. Peittämisen vaikutusten arvioidaan olevan pitkäaikaisia (Olsen ym. 2019).

Monitoroitu luontainen puhdistuminen on hyväksytty menetelmä Yhdysvalloissa ja osittain myös Euroopassa. Haitta-ainepitoisuudet voivat alentua useiden luontaisten prosessien seurauksena. Näitä prosesseja ovat laimentuminen, levittäytyminen, biohajoaminen, haihtuminen, pidättäytyminen, stabilisaatio, kiinnittyminen ja muuntuminen. Monitoroitu luontainen puhdistuminen ei ole ”ollaan tekemättä mitään” -vaihtoehto, vaan menetelmän tehokkuus on osoitettava sen kaikissa vaiheissa. Menetelmässä tunnistetaan prosessien olemassaolo ja tarkkaillaan niiden vaikutuksia riskin alenemisen varmistamiseksi tietyllä aikavälillä. Menetelmää voidaan soveltaa hajoavien orgaanisten yhdisteiden tapauksessa (esim. MTBE, BTEX, öljytuotteet, haihtuvat yhdisteet). Luontaista puhdistumista voidaan käyttää, mikäli puhdistuminen tavoitepitoisuuksiin on ajallisesti verrattavissa aktiivisemmilla menetelmillä saavutettaviin tuloksiin. Yleensä luontainen puhdistuminen vie huomattavasti enemmän aikaa, mutta kustannukset ovat pienemmät. Etuna on myös pieni häiriö ympäristölle. Monitoroitua luontaista puhdistumista voidaan käyttää yhdessä muiden menetelmien kanssa (Nathanail ym. 2007).

### 6.2 Ruoppausmassan esikäsittely

Tarvittavan vedenpoiston määrä riippuu käytetystä ruoppaustekniikasta. Ruoppausmenetelmät voidaan jakaa mekaanisiin ja hydraulisiin tekniikoihin. Mekaanisilla menetelmillä ruopattava massa irrotetaan mekaanisen voiman kuten terien avulla. Hydraulisilla menetelmillä ruopattava sedimentti irrotetaan yleensä painevedellä, minkä jälkeen ruopattu massa imetään imuputkiston kautta ylös. Mekaaniset ruoppaajat soveltuvat erityisesti tiiviiden sedimenttien eli kitkamaalajien ruoppaukseen. Niillä nostetun

ruoppausmassan vesipitoisuus vastaa lähes luonnontilaista ja on alhaisempi kuin hydraulisilla menetelmillä nostetun. Hydrauliset ruoppaajat puolestaan soveltuvat löyhien massojen ruoppaukseen. Ne imevät pohjasta veden ja ruopattavan materiaalin seosta, jonka vesipitoisuus on säädeltävissä tarpeen mukaan (Cohen 2005, Palermo ym. 2008).

Vedenpoistoon on olemassa monia vaihtoehtoja, kuten sentrifugeja, suodatinpuristimia ja geotuubit. Ruoppausmassan vettä voidaan poistaa myös varastoimalla sitä laskeutusaltaissa (esim. murskeallas) tai geosynteettisestä materiaalista valmistetuissa geosäkeissä/tubeissa/altaissa. Partikkeleiden laskeutuminen ja veden erottuminen voidaan tehostaa saostuskemikaaleilla. Myös suodatusmenetelmiä voidaan käyttää veden erottamiseen. Vedenpoistossa tilantarve ja kesto muodostavat usein haasteita.

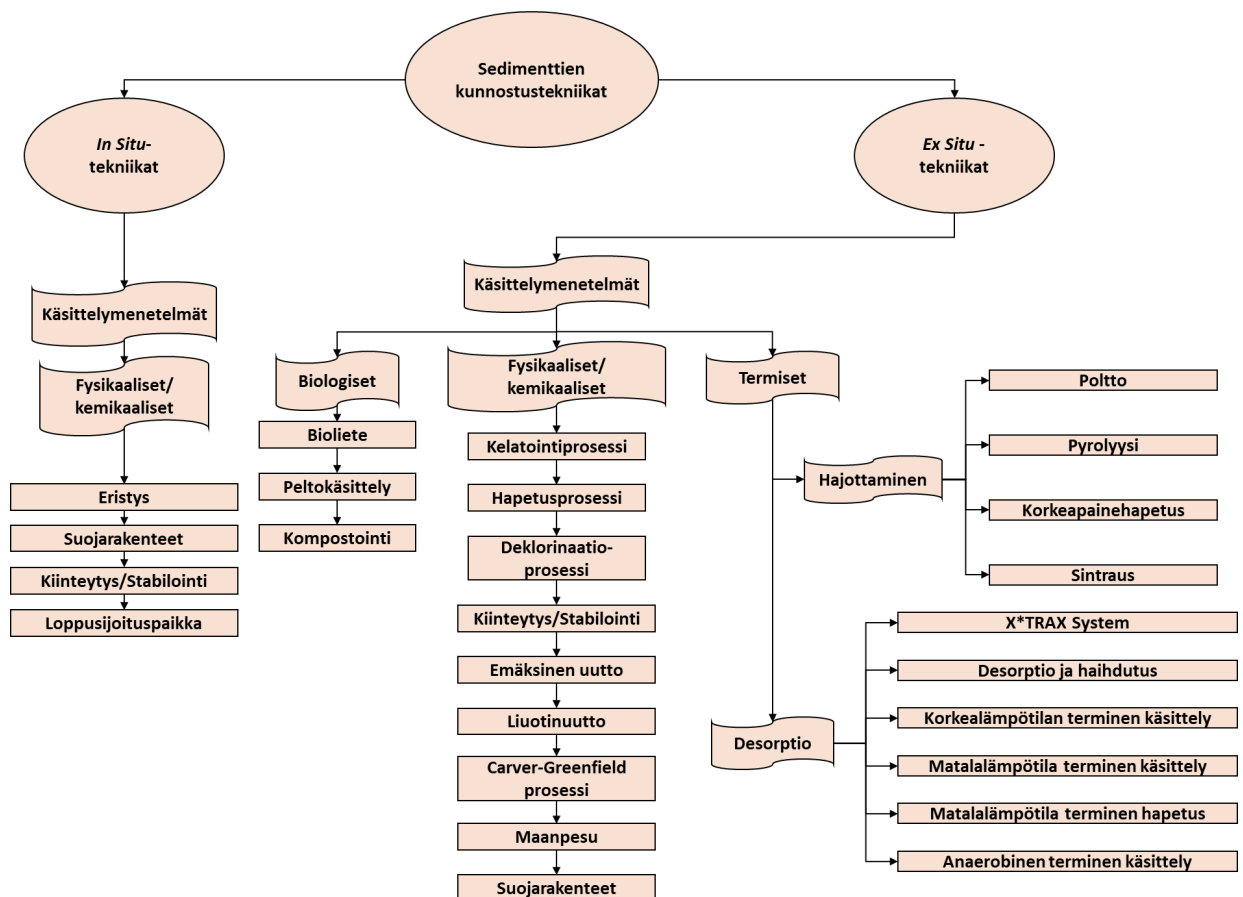
Veden mukana poistuu osa sedimenttien sisältämistä haitta-aineista. Siksi suotautuvan veden laatu on arvioitava ja suotovesi on tarvittaessa käsiteltävä asianmukaisesti ennen sen johtamista takaisin vesistöön. Vesiliukoiset haitta-aineet voidaan erottaa esimerkiksi geotekstiilisäkkien avulla, jolloin sisälle geosäkkiin voi jäädä käyttövalmista ruoppausmassaa. Myös geotekstiilituubit soveltuvat jossain määrin raskasmetallien, TBT-, PAH- ja PCB-yhdisteiden vähentämiseen (Mulligan ym. 2001, Harrington ja Smith 2013).

Ennen ruoppausmassan puhdistamista läjitetty massa joudutaan usein esikäsittämään esimerkiksi homogenisoimalla ja seulomalla. Ruoppausmassa voi sisältää mm. betonijätettä, autonosia tai suuria kiviä.

### 6.3 Ruoppausmassan puhdistaminen

Ruoppausmassan puhdistamisessa saavutettavat haitallisten aineiden poistoasteet vaihtelevat huomattavasti, riippuen sedimentissä olevasta haitta-aineesta ja niiden pitoisuuksista, käsiteltävän sedimentin hiukkaskokojakaumasta sekä käsittelykertojen määrästä. Esimerkiksi massan pesulla voi yhden käsittelyjakson aikana poistaa jopa 80 – 90 % PAH-yhdisteistä, 65–75 % raskasmetalleista ja yli 90 % mineraaliöljystä.

Pilaantuneita sedimenttejä tai ruoppausmassoja voidaan periaatteessa käsitellä samoilla menetelmillä kuin pilaantuneita maa-aineksia, varsinkin silloin, kun käytetään *ex situ* -puhdistusmenetelmiä (Harrington ja Smith 2013). Näiden menetelmien etuna on muun muassa se, että haitta-aineet ovat helposti prosessin saavutettavissa, käsittelyolosuhteita on yksinkertaisempaa kontrolloida ja optimoida, puhdistuksen tavoitteiden saavuttaminen voidaan varmistaa luotettavasti sekä käsittely voidaan toteuttaa tarkoituksenmukaisessa paikassa (Nathanail ym. 2007). Häkkinen ym. (2010) ovat koonneet kirjallisuudesta yleisesti käytettyjä *ex situ* -menetelmiä pilaantuneille maa-aineksille. Pilaantuneiden sedimenttien ja ruoppausmassojen puhdistamiseen käytettyjä menetelmiä on myös esitetty kuvassa 5.



Kuva 5. Sedimenttien puhdistamisteknologioita in situ tai ex situ tapauksissa (mukailtu Reis ym. 2007).

*Ex situ* -menetelmät vaativat ruoppauksen tai kaivamisen ohella sedimentin kuljetuksen, esikäsittelyn, käsittelyn ja käsitellyn ruoppausmassan sekä käsittelyssä syntyvien jätteiden loppusijoittamisen. Ruoppausmassoille yleisimmin käytettyjä tekniikoita ovat stabilointi ja kiinteyttäminen, peltokäsittely, kompostointi, pesu, lämpödesorptio, lasitus, biologinen käsittely ja edellä mainittujen menetelmien yhdistelmät (Mulligan ym. 2001, Reis ym. 2007, Careghini ym. 2010, Harrington ja Smith 2013, Barjoveanu ym. 2018).

### 6.3.1 Massastabilointi

Satama- ja meriväylähankkeissa syntyvien ruoppausmassojen hyödyntäminen tai läjitys ei välttämättä ole mahdollista massan sisältämien haitta-aineiden vuoksi. Tällaisissa tilanteissa massojen stabilointi saattaa mahdollistaa suurtenkin määrien hyödyntämisen esimerkiksi satama- ja varastokentän täyttömaana. Stabiloitava massa siirretään yleensä suljettuun käsittelyaltaaseen, jossa esikäsittely ja massa-stabilointi toteutetaan (Forsman ym. 2014). Stabiloinnin ja kiinteytyksen merkitys on viime aikoina ollut kasvussa tukien osaltaan kiertotalouden mukaista materiaalien talteenottoa ja uudelleen hyödyntämistä (Todaro ym. 2016, Wang ym. 2015).

Päinvastoin kuin useimmissa muissa kunnostusmenetelmissä, kiinteytys/stabilointi -menetelmissä käsiteltävän materiaalin haitta-ainepitoisuutta ei pyritä pienentämään, vaan haitta-aineiden kulkeutumis- ja leviämistä ympäristöön vähennetään sitomalla ne maa-ainekseen. Kiinteytys ja stabilointi ovat läheisiä termejä ja usein niitä käytetään synonyymeinä. Kiinteytyksellä kuitenkin tarkoitetaan prosesseja, joissa sideaine kapseloi haitta-aineet estäen niiden kulkeutumisen. Stabiloinnilla puolestaan tarkoitetaan prosesseja, joilla haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä pienennetään muuntamalla ne vähemmän liukoiseen, kulkeutuvaan tai toksiseen muotoon (Penttinen 2001). Pitkään käytössä olleet stabilointi- ja kiinteytys-

menetelmät perustuvat kemiallisten yhdisteiden (sideaineiden) lisäämiseen ruoppausmassaan. Tarkoituksena on immobilisoida haitalliset aineet ja täten vähentää niiden huuhtoutumista ja biosaatavuutta (Akciil ym. 2015, Bonomo ym. 2009).

Menetelmien heikkoutena voidaan pitää sitä, etteivät menetelmät poista tai tuhoa haitallisia aineita. Kiinteyttäminen ja stabilointi vaativatkin kunnostuksen aikaisen tarkkailun lisäksi usein rakenteen pitkäaikaista seurantaa ja ylläpitoa. Käsittelyn aikana voi myös vapautua haihtuvia yhdisteitä. Lisäksi sideaineilla käsitelty massat voivat ajan myötä hajota tai murentua ja muuttaa esimerkiksi ympäristön happamuutta. Huomionarvoista on myös, että käsiteltävän ruoppausmassan tilavuus yleensä kasvaa käsittelyssä 30–130 %. (Nathanail ym. 2007).

Massastabilointimenetelmä on kehitetty ja sitä on käytetty Suomessa 1990-luvulta lähtien. Teknologian laitteistot, sideaineet ja sovellutukset kehittyivät nopeasti 2000-luvun aikana. Ensimmäiset isot kohteet olivat turvepehmeikköjen massastabilointi tie- ja ratakohteissa. Seuraavina soveltamisaalueina olivat pehmeiden ja/tai pilaantuneiden ruoppausmassojen stabilointi ja hyötykäyttö satamien rakentamisessa. Tällöin ruoppausmassoja, joiden haitalliset aineet oli käsitelty stabiloinnilla niukkaliukoisempaan muotoon, ei tarvinnut loppusijoittaa kaatopaikalle vaan ne voitiin jalostaa stabiloimalla hyötykäyttöön. Suomessa stabiloimalla käsiteltyjen ruoppausmassojen vuosittaiset vaihtelut ovat olleet suuria, koska yksittäisessä kohteessa stabiloitavan materiaalin määrä voi olla todella suuri. Esimerkiksi Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä TBT-pilaantuneiden ruoppausmassojen massastabiloitiin 2000-luvulla noin 450 000 m<sup>3</sup>. (Forsman ym. 2014).

Stabiloinnissa oikean sideaineen valinta on tärkeää, sillä sideaineet soveltuvat tietyille maalajeille ja tietynlaisten haitta-aineiden stabilointiin. Sideaine voi koostua joko yhdestä tai useammasta reagenssista ja lisäaineista. Yleisesti käytetään sementtimäisiä aineita, kalkkia, fosfaattia, savea, kalsium-alumiinaatteja, bentoniittia, silikaatteja sekä orgaanisia polymeerejä. Myös teollisuuden jätteitä ja sivutuotteita, kuten lentotuhkaa sekä masuunikuonaa on hyödynnetty stabilointimenetelmien sideaineina (Tuomikoski 2008, Marques ym. 2011). Orgaaniset aineet ja metallit voivat häiritä kiinteyttämistä tai stabilointia. Nämä ongelmat voidaan usein ratkaista käyttämällä sopivia lisäaineita (Nathanail ym. 2007).

Stabilointimenetelmät soveltuvat sora-, hiekka-, siltti- ja savimaille sekä erityisesti öljyllä, PAH-yhdisteillä ja epäorgaanisilla haitta-aineilla, kuten raskasmetalleilla ja suoloilla pilaantuneiden ruoppausmassojen käsittelyyn (Nathanail ym. 2007). Sen sijaan stabilointi ei sovellu haihtuvia aineita sisältävien massojen käsittelyyn ja soveltuu vain heikosti runsaasti orgaanisia epäpuhtauksia (liuottimet, PCB, kloorifenoli) sisältävien massojen käsittelyyn. Epäorgaanisilla sideaineilla tehtävät stabiloinnit soveltuvat kohtuullisesti epäorgaanisille aineille, kuten raskasmetalleille, asbestille, ja epäorgaaniselle syanidille (Nathanail ym. 2007).

Teollisuuden jätteistä tavallisin Suomessa stabilointiin käytettävä tuote on lentotuhka. Paitsi kivihiilen poltosta myös turpeen, biopolttoaineiden ja yhdyskuntajätteen poltosta saadaan stabilointiin soveltuvaa tuhkaa sekä muita sideaineita. Tuhkan pozzolaaninen reaktiivisuus (reagoi sementin hydrataatiossa syntyvän kalsiumhydroksidin kanssa muodostaen kalsiumsilikaattihydraatti -geeliä) ja muut ominaisuudet vaihtelevat alkuperäisen hiilen ominaisuuksista ja palamisprosessista riippuen, joten käytettävän tuhkaerän käyttäytyminen stabiloinnin sideaineena on aina syytä tutkia tapauskohtaisesti. Myös tuhkien sisältämät haitallisten aineiden pitoisuudet ja niiden liukoisuudet tulee analysoida (Kurda ym. 2018). Lentotuhkan haitallisista aineista helposti liukenevia ovat kromi, molybdeeni, seleeni ja vanaadiini, joskus myös arseeni, barium ja sinkki (Sorvari 2000). Lentotuhka ei ole erityisen reaktiivista, mutta sekoittaminen muihin sideaineisiin nopeuttaa sen lujittumista (Forsman ym. 2014). Lentotuhkan tekee erityisen kilpailukykyiseksi sen negatiivinen tai nolلاهinta luonnon raaka-aineisiin verrattuna (Pajukallio ym. 2011). Ongelmana on lentotuhkan huono säilyvyys varastoissa. Tuhkien jätestatuksesta johtuen niiden hyödyntäminen stabilointimateriaalina vaatii toistaiseksi ympäristöluvan.

Virossa liuskeöljyn polttamisesta syntyvää tuhkaa on käytetty samaan tapaan kuin Suomessa lentotuhkaa. Aiempina vuosikymmeninä kyseistä tuhkaa on tutkittu Virossa laajasti ja sitä on käytetty rakennusmateriaalien ja sementin tuotannossa, tienrakennuksessa sekä happamien maaperien kalkit-

semiseen. Liuskeöljyn polton tuhka on kemiallisen koostumuksensa takia rakenteiden stabilointiin ja lujittamiseen soveltuva sideainemateriaali. Tutkimusten perusteella on arvioitu, että tuhkan käytöllä saavutettaisiin 64 % taloudellinen hyöty verrattuna perinteisten kaupallisten sideaineiden käyttöön (Koroljova ja Pototski 2012).

Stabilointiin sopivien sideaineiden valitsemisen (reseptointi) lisäksi pilaantuneesta ruoppausmaasta stabiloiduille koekappaleille tulee suorittaa haitta-aineiden diffuusiotestit. Diffuusiotesteillä varmistetaan, ettei käsitellyn massan haitallisia aineita liukene pitkään ajan kuluessa yli sallitun määrän ja että ruoppausmassat voidaan turvallisesti hyödyntää tai loppusijoittaa. Liukoisuustestit sekä reseptointi vievät aikaa, mikä tulee huomioda toimenpiteitä suunniteltaessa (Tuomikoski 2008).

### 6.3.2 Biopuhdistaminen

*Ex situ* -biopuhdistamisen hyvänä puolena on haitallisten aineiden häviäminen pysyvästi. Lisäksi maa-aineksen laatu säilyy hyvänä tai paranee. Toisaalta menetelmän käyttö vaatii usein paljon tilaa ja aikaa. Ruoppausmassan haitalliset aineet voivat myös estää biologista hajotusta, mikä voi rajoittaa näiden menetelmien soveltuvuutta. Orgaaniset haitta-aineet ovat hyvin vaihtelevia biohajoavuutensa suhteen. On myös mahdollista, joskin harvinaista, että biopuhdistamisen seurauksena syntyy alkuperäisiä aineita myrkyllisempiä ja kulkeutuvampia yhdisteitä. Siksi menetelmien toimivuus on myös osoitettava kokeellisesti (Nathanail ym. 2007).

*Peltokäsittely* on yksinkertainen, maanpinnan muokkaukseen perustuva menetelmä, jolla voidaan käsitellä lähinnä suhteellisen helposti hajoavia aineita. Kokemukset peltokäsittelystä Suomessa, kuten muuallakin maailmassa, liittyvät etupäässä öljyisten lietteiden käsittelyyn. Tällöin liete sijoitetaan käsittelyä varten perustettuun peltoon, jossa on öljyn hajottamiseen erikoistunut mikrobikanta. Peltokäsittelyssä mikrobit ovat peräisin käsiteltävästä aineksestä ja käsittelyalustana toimivasta maaperästä. Hajotustoimintaa optimoidaan maan muokkauksella, kosteuden ja pH:n säädöllä sekä lannoituksella. Apuaineina voidaan käyttää esimerkiksi kunnallista jätevesilietettä tai jotain muuta orgaanista jätettä. Öljyisten lietteiden lisäksi tällä menetelmällä on käsitelty lähinnä polttonesteillä (esim. dieselöljy) ja kreo-soottiöljyllä pilaantuneita maa-aineksia. Menetelmä ei sovellu helposti haihtuville yhdisteille ilmapäästöjen vuoksi (Penttinen 2001, Häkkinen ym. 2010).

*Kompostoinnissa* pilaantunut aines sijoitetaan kompostointiaumoihin tai -altaisiin. Ilmavuuden parantamiseksi kompostoitavaan massaun sekoitetaan kuohkeuttavia aineita, kuten puun kuorta, lastuja tai olkia. Aumojen huolellinen hoito ja haitta-aineiden hajoamisen seuranta ovat olennainen osa prosessia. Kompostin riittävä hapensaanti varmistetaan kääntämällä aumat säännöllisin väliajoin tai asentamalla kompostiin ilmastointi- tai huokosimuputkia, joiden avulla kompostia voidaan myös lämmittää. Tarvittaessa komposti varustetaan kastelulaitteilla ja lämpöä eristävillä ja tasaisemman kosteuden takavilla kerroksilla. Katteilla edistetään tasaisten olosuhteiden muodostumista auman sisälle. Kompostimassaan yleensä lisätään ravinteita prosessin nopeuttamiseksi, ja myös pH:n säätö voi olla tarpeen. Kompostointi tulee suorittaa vettä läpäisemättömällä kentällä, jolloin kompostin suotovedet otetaan talteen ja tarvittaessa käsitellään. Tavanomainen aumakompostointi kestää Suomen oloissa ulkona vähintään kuukausia, usein vuosia. Kompostoitumista tehostavin toimenpitein käsittelyaikaa voidaan lyhentää (Penttinen 2001, Häkkinen ym. 2010).

*Bioreaktoreiksi* voidaan luokitella kosteudeltaan kompostikuivaa massaa käsittelevät rumpukompostorit ja lietereaktorit, joissa puhdistettava aines on sekoittunut veteen. Bioreaktorit ovat täyssekoitteisia suljettuja järjestelmiä, joissa hajotusolosuhteet voidaan lämpötilan, happipitoisuuden, kosteuden ja ravinteiden osalta säätää muita biologisia menetelmiä paremmin. Bioreaktoreissa saavutetaan myös hyvä kosketuspinta haitta-aineiden ja mikrobien välille. Hajoaminen on aumamenetelmään verrattuna huomattavasti nopeampaa, minkä vuoksi laitteita voidaan käyttää erityisesti vaikeasti hajotettavien haitallisten aineiden käsittelyyn (Penttinen 2001).

### 6.3.3 Massojen pesu

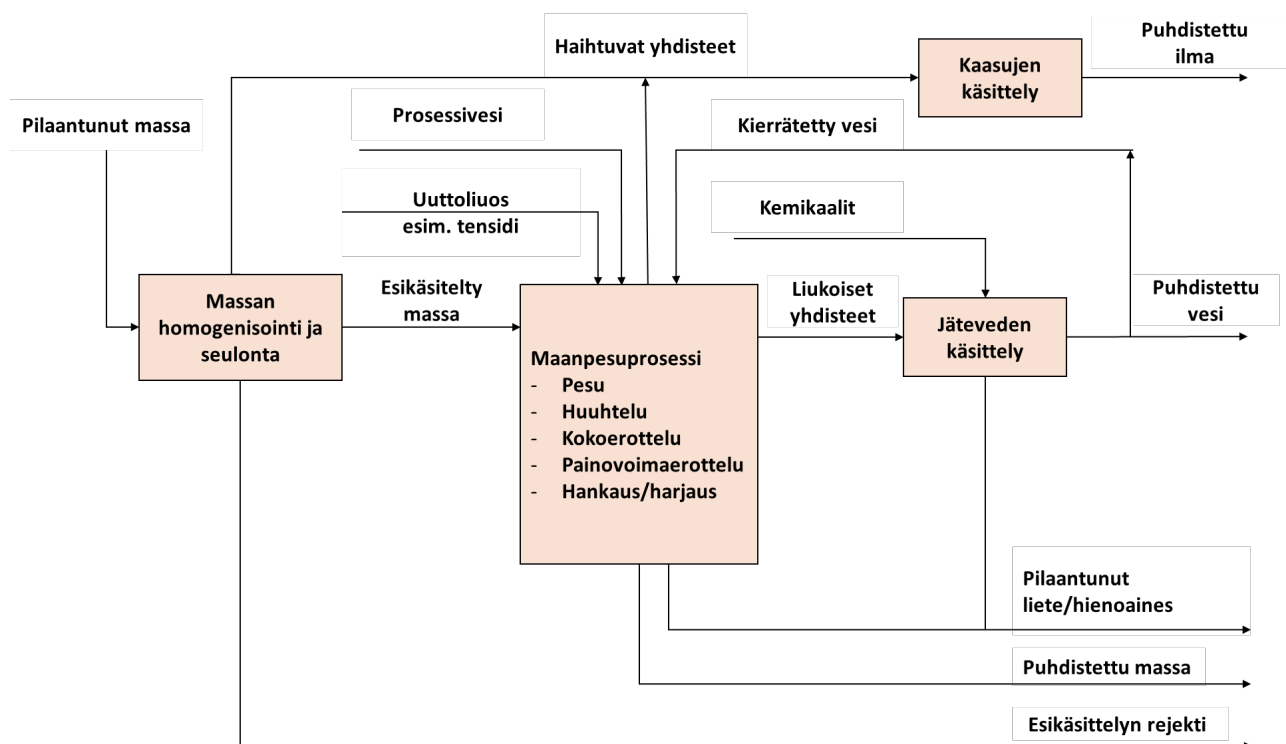
Maa-ainesten pesu on tekniikka, jolla voidaan tehokkaasti erotella sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-aineita sedimenteistä vesipohjaisten liuosten avulla. Pesussa saadaan erotettua haitta-ainekset sisältävä pesurejekti ja puhdas jae toisistaan. Siten minimoidaan pilaantuneen, haitallisia aineita sisältävän materiaalin määrää (Reis ym. 2007). Pesu onkin esikäsittelymenetelmä, sillä pesurejekti ja -vesi vaativat yleensä jatkokäsittelyä. Ennen pesua puhdistettava aines myös jaotellaan fysikaalisten ominaisuuksien, kuten raekoon ja laskeutumismopeuden perusteella (Nathanail ym. 2007).

Maan pesu soveltuu sora- ja hiekkamaille. Savimaita voidaan puhdistaa fysikaalis-kemiallisella pesulla. Jos maan hienoainespitoisuus on suurempi kuin 20–40 %, peseminen ei ole taloudellisesti useinkaan kannattavaa. Fysikaalisesti ja kemiallisesti homogeenisen materiaalien puhdistaminen pesulla on kustannustehokkaampaa kuin laadultaan vaihtelevan materiaalin puhdistaminen. Maan pesu soveltuu sekä orgaanisille haitta-aineille aineille kuten öljyhiilivedyille että epäorgaanisille aineille (Nathanail ym. 2007, Häkkinen ym. 2010).

Pesun yhteydessä voidaan hankaamisella ja harjaamisella poistaa karkeiden partikkelien pinnalta ohuet haitta-ainekerrokset (FRTR 2002). Pesutehoa voidaan parantaa uuttoliuosten, pinta-aktiivisten aineiden, pH:n säätäjien tai kelatoivien yhdisteiden avulla. Pesutehoa voidaan myös parantaa kuumentamalla vesi. Tällöin haihtuvat yhdisteet irtoavat tehokkaasti maaperästä. Höyrystynyt vesi ja haitta-aineet vaativat jälkikäsittelyn, esim. termisen käsittelyn (Penttinen 2001).

Pesun etuna on haitallisia aineita sisältävien massojen tilavuuden pieneneminen, mikä helpottaa niiden kuljettamista ja hävittämistä sekä vähentää jatkokäsittelyyn liittyviä kustannuksia. Puhdistetusta maa-aineksesta on pesun jälkeen 60–90 % hyödynnettävissä (FRTR 2002). Suomessa käsiteltyjen, jätteenä luokiteltujen pesujakeiden hyödyntäminen on ympäristöluvanvaraista toimintaa, mikä on huomioitava suunniteltaessa niiden hyödyntämistä.

Pesulaitteisto voidaan tuoda paikan päälle tai pestävät massat voidaan kuljettaa käsittelylaitoksessa puhdistettavaksi. Kuvassa 6 on esitetty tyypillinen maan pesu prosessi.



Kuva 6. Pesumenetelmä vaiheet (mukaeltu Reis ym. 2007).

### 6.3.4 Lämpökäsittely

Lämpökäsittelyssä käytetään korkeita lämpötiloja poistamaan tai tuhoamaan haitallisia aineita ruoppausmassasta. Massa syötetään esikäsittelyn, esimerkiksi seulonnan ja ylisuurien kappaleiden poiston, jälkeen lämpöprosessoriin. Lämpö voidaan johtaa suoraan käsiteltävään ainekseen (esim. liekitys tai infrapunasäteily) tai epäsuorasti kuumentamalla vaippaa tai säiliötä, taikka johtamalla lämpöä maahan putkien välityksellä. Lämpökäsittely voidaan yhdistää muiden menetelmien kanssa ja toistaa useita kertoja. Käsittely voidaan toteuttaa laitoksessa, jonne maa kuljetetaan tai siirrettävän laitteiston avulla. Lämpökäsittelyllä voidaan kerralla poistaa suuria määriä haitallisia aineita, ja menetelmät soveltuvat kaikenlaisille maa-aineksille (Nathanail ym. 2007).

Termisessä desorptiossa haitta-aineet erotetaan maa-aineksesta haihduttamalla korkeassa lämpötilassa. Termisen desorption ensimmäisessä vaiheessa 450–850 °C lämpötilassa osa orgaanisista haitta-aineista palaa ja vaikeastikin haihtuvat orgaaniset aineet höyrystyvät (yli 1000 °C). Toisessa vaiheessa höyrystyneet haitta-aineet johdetaan jälkipalotilaan, missä ne palavat haitattomaan muotoon.

Termodesorptiomenetelmät voidaan jakaa matala- ja korkealämpötiladesorptioon. Matalalämpötila-prosessit soveltuvat parhaiten haihtuville yhdisteille ja alhaisille vierasainepitoisuuksille. Tehopolto yli 1000 °C lämpötilassa soveltuu vaikeasti pilaantuneiden massojen käsittelyyn. Lämpökäsittely soveltuu lähes kaikille orgaanisille vierasaineille (Nathanail ym. 2007, Häkkinen ym. 2010). Kaikki orgaaninen aines palaa ja maa-aines osittain sulaa. Hyvin toimivat jätteenpolttouunit tuhoavatkin haitalliset orgaaniset aineet lähes 100 % tehokkuudella. Epäorgaaniset haitta-aineet, kuten raskasmetallit, sitoutuvat muodostuvaan liukenemattomaan kuonaan. Kuonaa voidaan käyttää hyödyksi esimerkiksi kaatopaikkojen rakenteissa (Mattila 2007).

### 6.3.5 Lasittaminen ja plasmakäsittely

Vitrifikaatiolla eli lasittamisella (plasmakäsittelyllä) tarkoitetaan vierasaineiden stabilointia äärimmäisen kuumissa olosuhteissa (*ex situ* tai *in situ*). Orgaaniset aineet tuhoutuvat tai haihtuvat ja epäorgaaniset aineet sidotaan lasimassaan. Vitrifikaatiossa voidaan maaperä sulattaa kemiallisesti reagoimattomaksi ja pysyväksi lasimassaksi. Maahan asennetaan molybdeenielektrodit, joiden väliin levitetään grafiittihiutale- ja lasimuruseos. Sähköenergia sulattaa seoksen ja sitä ympäröivä maa-aines alkaa sulaa. Lämpötilan saavuttaessa 1600–2000 °C myös raskasmetallien yhdisteet sulavat. Maa-aines sulaa taiseksi nestemäiseksi massaksi ja muodostaa jäähtymisen jälkeen yhtenäisen lasimassan. Sulamisen aikana nousevat poistokaasut kerätään puhdistettavaksi.

Menetelmää on alun perin hyödynnetty radioaktiivisesti pilaantuneen maaperän käsittelyyn, mutta sen havaittiin soveltuvan myös kemikaaleilla pilaantuneille maa-aineksille. Menetelmän vahvuutena onkin, että se soveltuu monille kemikaaleille, varsinkin jos pitoisuudet ovat suuria, pois lukien helposti haihtuvat orgaaniset yhdisteet. Orgaanisten vierasaineiden osuus massasta ei saisi kuitenkaan olla enempää kuin 5–10 %. Pääasiallisena käyttökohteena ovat erittäin myrkylliset, palamattomat yhdisteet, kuten radioaktiiviset aineet. Pilaantunut massa voidaan myös esikäsittää esim. maan pesun avulla. Tavoitteena on vitrifikaatiolla käsiteltävien massojen aiheuttamien ympäristöriskien vähentämisen lisäksi massojen tilavuuden pienentäminen (Nathanail ym. 2007).

Suuresta energian tarpeesta sekä molybdeenielektrodeista johtuen vitrifikaatio on kallis menetelmä. Muita heikkouksia ovat mm. maa-aineksen rakenteen muutokset, eliöiden täydellinen tuhoutuminen ja massan tiheyden kasvaminen (Nathanail ym. 2007).

### 6.3.6 Hapetus, pelkistys ja kelatointi

Raskasmetallien hapetus- tai pelkistysreaktio on yksi vaihtoehtoinen *ex situ* -menetelmä pilaantuneiden ruoppausmassojen puhdistamiseksi. Adetoksikaatioteknologialla, jota kutsutaan TR-DETOX-menetelmäksi, raskasmetallit pelkistetään alimpaan valenssitilaansa epäorgaanisten ja orgaanisten reagenssien



avulla. Tällöin ne muodostavat stabiileja organometallikomplekseja. Yksi tärkeimmistä kemikaaleista on natriumpolytiokarbonaatti, jonka muodostaman kompleksin (yleensä suojoja) liukeneminen ajan myötä vähenee ollen lopulta liukenematon. Kyseisessä menetelmässä ei lisätä kalkkia, silikaatteja tai Portland-sementtiä vaan sähköistä reagenssia. Käsittelykustannukset ovat yleensä noin neljäsosa tai puolet massastabiloinnin kustannuksista. Kuten stabiloinnissakin sopivimman reseptin määrittämiseksi tarvitaan ennakkokokeita (Mulligan ym. 2001).

Kelatointi on myös prosessi, jossa tavoitteena on aikaansaada stabiilin kompleksin muodostuminen (kelaatti) metallikationin ja ligandin eli kelatoivan aineen välille. Kompleksit, jotka muodostuvat käyttämällä useita ligandeja, ovat usein kestävämpiä kuin monoligandeilla muodostetut kompleksit. Tunnettuja kelaatin muodostajia ovat mm. synteettinen aminohappo EDTA (etyleenidiamiinitetraetikkahappo) ja dietyleenitriamiinipentaetikkahappo (DTPA). Immobilisointiprosessin lisäksi kelatoivia aineita käytetään myös jonkin verran uuttamisprosesseissa. Kelatoivat aineet voivat olla joko orgaanisia tai epäorgaanisia yhdisteitä (Reis ym. 2007).

#### 6.4 Yhteenveto puhdistamisesta

Kiinteytys- ja stabilointitekniikoita käytetään yleisesti ruoppausmassojen puhdistamiseen ja ne ovat ruoppausmassoille toimivia, vaikkakin stabiloitujen massojen osalta tarvitaan jatkoseurantaa. Lisäksi orgaanisten aineiden läsnäolo voi vähentää käsittelyn tehokkuutta. Vitrifikaatio on sovellettavissa sedimentteihin ja ruoppausmassoihin, mutta menetelmä on kallis. Sitä voi pitää kannattavana vain, jos tuloksena syntyy hyödyllinen lasituote, joka voidaan hyötykäyttää jatkossa. Lämpökäsittelyjä voidaan puolestaan soveltaa vain haihtuvien yhdisteiden, myös metallien kuten elohopea poistamiseen. Menetelmän kustannukset ovat korkeat. Biopuhdistus-menetelmät ovat puolestaan haitallisten orgaanisten aineiden osalta potentiaalisia ja edullisia menetelmiä (Mulligan ym 2001).<sup>22</sup>

---

<sup>22</sup> ChemRisk-projektissa on koottu tietoa maa-ainesten puhdistamisessa käytettävien menetelmien soveltuvuudesta eri haitta-aineiden puhdistamiseen (Häkkinen ym. 2010) loppuraportin taulukkoon 12 ja kappaleessa 6.5. Lisäksi eri menetelmien sopivuutta eri haitta-aineiden puhdistamiseen on käsitelty syvällisesti Reis ym. (2007) raportissa. Haitta-ainekohtaisia tutkimuksia löytyy myös CLU-IN tietokannasta <https://clu.in.org/issues/default.focus/sec/Sediments/cat/Remediation/>

## 7 Hyötykäyttökohteita

Ruoppausmassoilla on useita hyödyllisiä käyttötarkoituksia. Ne voidaan luokitella mm. seuraavasti (Harrington ja Smith 2013):

1. Tekniset käyttötarkoitukset ja kohteet: Ruoppausmassoja käytetään maa-aineksena esim. rantatäytteinä vallattaessa merestä uutta rakennusmaata, hiekkarantojen kunnostuksessa ja rakennettaessa aallonmurtajia rannikon suojaksi.
2. Ympäristön parantaminen: Ruoppausmassoja käytetään edistämään ympäristönsuojelua esim. luomalla ja ylläpitämällä luonnon monimuotoisuutta ja suojeltavia elinympäristöjä.
3. Maatalous ja tuotteistettu käyttö: Ruoppausmassoja voidaan käyttää tuotteiden valmistukseen (esim. betoni ja tiilet) tai hyödyntää maataloudessa. Edellytyksenä on, että massat täyttävät raaka-aineelle asetetut vaatimukset ts. niillä on tarvittavat fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet ja ne täyttävät kyseisen alan standardit.

Ruoppausmassoja voidaan käyttää rantavallien rakenteissa. Valleilla pyritään estämään tulvimista ja aaltojen aiheuttamaa rantaviivan kulumista sekä ennaltaehkäisemään mahdollisten myrskyjen aiheuttamia tuhoja. Tavallisia käytettyjä materiaaleja ovat puhdistettu hiekka tai sora. Tätäkin karkearakenteisempia ruoppausmassoja on käytetty aallonmurtajissa sekä tulvasuojeluun tarkoitetuissa valleissa. Vaihtoehtoisesti rakenteet voidaan toteuttaa ruoppausmassalla täytetyillä geotekstiilitubeilla. Niitä käytetään yleisesti mm. Yhdysvalloissa, Alankomaissa, Etelä-Afrikassa ja Australiassa. Geotekstiilitubeissa voidaan hyödyntää massoja, jotka sisältävät haitta-aineita (Harrington ja Smith 2013).

Ruoppausmassoja käytetään myös pilaantuneiden alueiden peittona, rantojen maa-alueiden korotukseen ja maisemoinnissa, infrahankkeissa sekä virkistysalueiden kuten puistojen ja urheilukenttien pohjamateriaalina. Käyttökohteita käsitellyille massoille ovat mm. parkkipaikkojen ja satama-alueiden pohjarakenteet sekä teiden reuna- ja suojavallit. (Harrington ja Smith 2013, Maher ym. 2010).

Ruoppausmassoja käytetään paljon myös uusien kosteikkoalueiden luomiseen tai vanhojen kosteikkoelinympäristöjen kunnostamiseen. Kosteikkoja kunnostettaessa ruoppausmassan fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien tulee olla mahdollisimman samankaltaisia kunnostettavan alueen alkuperäisen sedimentin kanssa. Tärkeää on, että hyödynnettävä ruoppausmassan haitta-ainepitoisuudet ovat mahdollisimman alhaiset (Harrington ja Smith 2013).

Ruoppausmassaa voidaan levittää eroosion kuluttamalle alueelle ja varsinkin vuorovesivyöhykkeellä sijaitsevan sedimentin suojaamiseksi. Tällöin tarkoituksena on palauttaa tai suojella alueen ekosysteemiä. Myös tällöin sedimentin on oltava puhdasta ja mahdollisimman samankaltaista kuin alueen alkuperäinen sedimentti (Harrington ja Smith 2013, Maher ym. 2010).

Lisäksi ruoppausmassoja on hyödynnetty jätemaiden ja kaivosalueiden haitta-aineiden immobilisointiin ja estämään niiden kulkeutumista ympäristöön. Varsinkin puhtaat tai stabiloidut sedimentit sopivat hyvin kaivosten ja louhosalueiden täyttöön ja maisemointiin. Niitä on käytetty paljon kyseiseen tarkoitukseen mm. Yhdysvalloissa, Irlannissa ja Alankomaissa (Harrington ja Smith 2013, Maher ym. 2010).

Monissa maissa ruoppausmassojen hyödyntämistä pyritään aktiivisesti edistämään. Myös pilaantuneita ruoppausmassoja on mahdollista hyödyntää käsittelyn, kuten stabiloinnin, jälkeen. Ruoppausmassoihin ja niiden hyödyntämiseen liittyvät tavoitteet ja ohjauskäytännöt vaihtelevat kuitenkin paljon esimerkiksi Euroopan maissa. Tällä on merkitystä ruoppausmassojen hyötykäyttöasteeseen ja -tapoihin (Taulukot 6 ja 7, Sheehan ym. 2009). Taulukoissa 6 ja 7 on esimerkkejä ruoppausmassojen vaihtelevasta hyötykäyttöasteesta ja pääasiallisista käyttötarkoituksista esimerkkimaissa.

**Taulukko 6.** Ruopattujen massojen käsittelystrategiat ja käytännöt eri Euroopan maissa pääasiassa lähteen Harrington ja Smith (2013) mukaan. Lainsäädäntöasiat on pääasiassa kerätty lähteistä Harrington ja Smith (2013) ja Manap ja Vuolvolis (2015).

Maa	Ruoppausmassojen käsittelyn tavoitteet ja käytännöt	Ruoppausmassoja koskeva säännökset
Alankomaat	<p>Vuotuinen ruoppausmassan määrä 25–30 miljoonaa m<sup>3</sup>, jonka vuotuinen budjetti on 130 miljoonaa euroa. Suurin osa ruoppauksesta liittyy Rotterdamin satamatoimintojen ylläpitoon.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ruoppaukset kohdennetaan toimintoihin, joilla saavutetaan suurimmat taloudelliset hyödyt.</li> <li>• Mahdollista saada tukea ja muita kannustimia ruoppaustoimintaan kaupunkialueilla.</li> <li>• Ruoppaustoiminnan sääntelyä kehitetään, jotta toiminta olisi johdonmukaisempaa ja tarkoituksenmukaisempaa ja jotta tuettaisiin poliittisten tavoitteiden saavuttamista.</li> </ul>	<p>Kansallisen politiikan ja strategisten tavoitteiden tueksi on laadittu kansallista ohjeistusta edesautamaan erilaisille ruoppausmassoille valittavia käsittelymenetelmiä.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ruoppausmassoja pidetään edelleen yleisesti ”jättemateriaalina”, mutta tiettyihin ruoppausmassojen luokkiin ei sovelleta jätelainsäädäntöä.</li> <li>• Rakennusmateriaaliasetus mahdollistaa tiettyjen ruoppausmassojen hyödyntämisen rakentamisessa.</li> <li>• EU: n vesipolitiikan puitedirektiivin priorisointiin liittyen ruoppauksiin sovelletaan vesilainsäädäntöä.</li> </ul>
Belgia	<p>Ruoppaustoiminta keskittyy pääasiassa Flandersin alueelle. Vuotuinen ruopatun massan määrä on 6,3 miljoonaa m<sup>3</sup>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ruoppausmassoille kehitetty TRIADE-luokittelu, jossa neljä pilaantuneisuusluokkaa vaihdellen puhtaasta (luokka 1) erittäin pilaantuneeseen (luokka 4).</li> <li>• Ruoppausmassoja levitetään vesiväylille navigoitavien alueiden parantamiseksi.</li> <li>• Fleemiläinen jätelainsäädäntö (VLAREA) sallii ruoppausmassan (analyysien jälkeen) luokittelun sekundaarisesti raaka-aineeksi. Tällä perusteella ruoppausmassaa ei enää luokitella jätteeksi, mikä mahdollistaa ruopatun massan helpomman hyötykäytön.</li> <li>• Perustettu julkinen organisaatio (OVAM), joka kontrolloi ruoppausmassojen hyötykäyttöä rakennusmateriaalina.</li> </ul>	<p>Jätelainsäädäntö ja -strategiat vaihtelevat Brysselin, Vallonian ja Flanderin alueilla</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Flanderin jätteiden syntyä ehkäisevä ja niiden hallintaa koskeva lainsäädäntö (VLAREA) määrittelee tarkasti periaatteet ruoppausmassojen hyötykäytölle. Lainsäädäntöä on päivitetty ajoittain vuodesta 2004 alkaen.</li> <li>• Ensimmäisessä vaiheessa ruoppausmassa luokitellaan edelleen jätteeksi. Erillisten selvitysten ja analyysien jälkeen massa voidaan luokitella ”toissijaiseksi raaka-aineeksi”.</li> </ul>
Italia	<p>Vuosittainen kansallinen ruoppaustarve noin 6 miljoonaa m<sup>3</sup>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kansallisen politiikan mukaan ruoppausmassoja pidetään resurssina eikä jätteenä.</li> <li>• Laadittu kansallinen ohjelma ruopattujen sedimenttien puhdistamiseksi ja ympäristön kunnostamiseksi.</li> <li>• Testataan pilaantuneiden sedimenttien käsittelymenetelmiä ympäristön kannalta kestävien vaihtoehtojen tunnistamiseksi.</li> </ul>	<p>Lainsäädännön (asetus 152/99) mukaan ruoppausmassan hävittäminen voidaan hyväksyä vain, jos ei ole olemassa toteuttamiskelpoisia vaihtoehtoja ruoppausmassan hyötykäytölle.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sedimentin pilaantuminen määritellään kansallisten lakien ja asetusten mukaan.</li> <li>• Ympäristöministeriö perusti kansallisen tutkimusorganisaation (ICRAM) määrittelemään ruoppausmassojen luokittelua.</li> </ul>

Maa	Ruoppausmassojen käsittelyn tavoitteet ja käytännöt	Ruoppausmassoja koskeva säännökset
Norja	<p>Sedimenttiä ruopataan vuosittain vähemmän kuin 100,000 m<sup>3</sup>. Pilaantuneisiin sedimentteihin liittyy huomattavia haasteita.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kansallinen politiikka pyrkii tukemaan kokeilu-hankkeita sekä tukemaan alan tutkimusta ja seurantaa.</li> <li>• Perustettu viranomaistaho (SFT) valvomaan pilaantuneiden ruoppausmassojen käsittelyä.</li> <li>• Perustettu sedimenttikysymyksiin keskittyvä kansallinen neuvosto.</li> </ul> <p>Saastuttajilla velvollisuus suorittaa tarvittavat puhdistustoimenpiteet</p>	<p>Vuonna 2002 julkaistu hallituksen raportti (Protecting riches of the sea) linjasi strategiset tavoitteet meriympäristön suojelulle ja ympäristön tilan parantamiselle.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ei erityistä ohjeistusta ruoppausmassojen tai sedimentin hallinnalle.</li> <li>• Noudatetaan OSPAR yleissopimuksen ohjeita.</li> </ul>
Ranska	<p>Vuotuinen ruoppausmassan määrä noin 56 miljoonaa m<sup>3</sup>, josta 89 % ruopataan kuuden merkittävimmän sataman vuoksi.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kehitetty GEODRISK-metodi ruoppausmassan luokitteluun. Metodi tunnistaa mahdolliset riskit ja vaarat.</li> <li>• Sedimenttejä on hyötykäytetty historian aikana mm. maanparannukseen, maataloudessa täytemateriaalina, hiekkarantojen parantamiseen, rannikon eroosion torjuntaan, rakennusmateriaalina sekä pintamaana.</li> </ul>	<p>Ei erityistä ruoppausmassojen kansallista lainsäädäntöä.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Tukeutuu OSPAR-yleissopimuksen ohjeisiin.</li> <li>• Lainsäädännössä useita asetuksia, jotka kattavat myös ruoppausmassojen loppusijoittamisen jätteenä.</li> <li>• Kansallisen lainsäädännön mukaan on tehtävä hyväksyttävästi erityisiä toimia, jotta ruoppausmassoja voi käyttää uudelleen.</li> </ul>
Saksa	<p>Vuotuinen ruopatun massan määrä noin 46 miljoonaa m<sup>3</sup>, joista 76 % on peräisin rannikkoalueiden ylläpito ruoppauksista.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Perustettu erityinen työryhmä rannikkoalueilla tapahtuvien ruoppausten hallintaa varten (AKN). Sen tavoitteena on kehittää käytäntöjä (mm. käytettävät laitteet ja koneet) ja parantaa toiminnan taloudellista kannattavuutta.</li> <li>• Hampurissa sijaitsee suuri pilaantuneiden ruoppausmassojen käsittelylaitos (METHA). Sen päätehtävänä on erottaa hiekka ja hieno hiekka lietteestä sekä poistaa vettä pilaantuneesta lietteestä ja siten helpottamaan lietteen hyötykäyttöä ja/tai hävittämistä. Laitoksen tuotantokapasiteetti on noin 1 milj. m<sup>3</sup> sedimenttiä (<i>in situ</i>) vuodessa, mikä vastaa yli 500 000 tonnia kuivaainetta. Käsittelykustannukset ovat noin 15–20 € / m<sup>3</sup> (Netzband ym. 2002).</li> </ul>	<p>Ei erityistä kansallista ohjeistusta ruoppausmassojen hävittämisvaihtoehdoista.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ruoppausta ja siihen liittyviä materiaaleja säädellään erityislaitilla (vesi, vesiväylät, maaperä ja jäte).</li> <li>• Erityinen HABAK Direktiivi ruoppausmassan hallinnasta sisältää ohjeita ruopatun materiaalin testaukseen, arviointiin ja hävittämiseen.</li> </ul>

**Taulukko 7.** Ruopattujen massojen hyötykäyttö esimerkkimaissa (Sheehan ym. 2009).

Maa	Hyötykäytön %-osuus ruoppausmassoista	Käyttökohteita ja -tapoja
Irlanti	20	Pienimuotoisia käyttökohteita (Sheehan ym. 2009)
Yhdysvallat	20 – 30	Puistojen ja virkistysalueiden rakentaminen; uimarantojen parantaminen; hyötykäyttö maa- ja metsätaloudessa sekä puutarhoilla; rantojen rakentaminen; rakentamisen ja teollisuuden raaka-aineena (USACE 2007)
Alankomaat	23	Massoista 4 % hyötykäytetty sellaisenaan ja 4 % käsitelty ennen hyödyntämistä. 15 % levitetty maalle (Palumbo 2007)
Espanja	76	Käytetty pääasiassa uimarantojen parantamiseen ja maapinta-alan lisäämiseen (Vidal 2006)
Japani	90	Käytetty lähinnä teknisissä rakenteissa kuten stabiloituna lentokenttää rakennettaessa sekä ympäristön kunnostuksiin (DPC 2009).

*Yhdysvalloissa* on arvioitu vuotuisiksi ruoppaustarpeeksi 200–300 miljoonaa m<sup>3</sup>. Yhdysvalloissa on perustettu kansallinen sekä alueellisia ruoppausryhmiä<sup>23</sup> helpottamaan ruoppaustoimintaan liittyvää viestintää, koordinoitua ja päätöksentekoa. Ruopatun sedimentin läjittämisen hallinta ja sääntely on Yhdysvaltain ympäristöviraston (U.S.EPA) ja Yhdysvaltain armeijan insinööriryhmän (USACE) jaetulla vastuulla. Yhdysvalloissa on myös ympäristöviraston (U.S. EPA) ja DMMO:n (Dredged Material Management Office) valvoma, laaja ja kansallinen ruoppauksen hallintaohjelma. Lisäksi Yhdysvalloissa on julkaistu hyötykäyttöä edistävä ja ohjaava käsikirja (Beneficial Use Planning Manual). Ryhmien, ohjelmien ja toimenpiteiden tavoitteena on lisätä ruoppausmassojen hyötykäyttöä ja vähentää niiden läjittämistä (Harrington ja Smith 2013).

Suurin osa Yhdysvalloissa ruopatuista massoista on luonnon sedimenttejä (PIANC 2009). USACE:n (U.S. Army Corps of Engineers) paikallisissa ruoppauksen hallintaohjelmissa ruoppausmassat nähdäänkin potentiaalisena raaka-aineena. Myös ASCE (The American Society of Civil Engineerings) tunnustaa sedimentin resurssiksi ja tukee ruopattujen massojen käyttöä mm. ekosysteemien säilyttämistä ja kestävästä kehityksestä edistäviin tarkoituksiin. Yhdysvalloissa ruoppausmassoista käytetään myös termiä ruopatut sedimentit, koska lähes kaikki materiaali, joka ruoppauksella poistetaan, on sedimenttiä (hiekkaa, silttiä, savea ja vettä) (Childs 2015).

Yhdysvalloissa ruoppaustoimintaa säädellään MPRSA-laissa<sup>24</sup> (Marine Protection Research and Sanctuaries Act) sekä säännöksillä puhtaasta vedestä (Clean Water Act<sup>25</sup>). Säännösten mukaan ruoppausmassa voidaan joko läjittää loppusijoittamistarkoituksessa tai hyötykäyttää muilla tavoilla. Ruoppausmassan hyötykäyttöksi määritellään ruopatun sedimentin käyttö tuottavana raaka-aineena. Tällöin massan käytöstä aiheutuu ympäristöllistä, taloudellista ja/tai sosiaalista hyötyä. Ruoppausmassan suora ja ennalta suunniteltu hyötykäyttö ensisijaisena vaihtoehtona säästää rahaa ja on myös tehokasta. Childs (2015) tekemän asiantuntijakyselyn perusteella ruoppausmassoja hyödynnetään 33–73 % tapauksista. Massoja hyödynnetään mm. tulvapadoissa ja hiekkarantojen sekä elinympäristöjen kunnostuksessa. Yhdysvalloissa ruoppausmassojen hyötykäyttö ei ole harvinaista, mutta tilastointitavoista johtuen hyötykäytön erottaminen hävittämisestä on haastavaa (Childs 2015).

<sup>23</sup> <https://www.epa.gov/ocean-dumping/national-dredging-team>

<sup>24</sup> Marine Protection, Research, and Sanctuaries Act (MPRSA), also referred to as the Ocean Dumping Act. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-marine-protection-research-and-sanctuaries-act>

<sup>25</sup> The basis of the CWA was enacted in 1948 and was called the Federal Water Pollution Control Act, but the Act was significantly reorganized and expanded in 1972. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-water-act>

## 8 Esimerkkejä ruoppausmassojen hyödyntämisestä

Satamien kiertotalouden edistäminen painottuu yleensä ehkäisemään jätteiden syntyä sekä ympäristön pilaantumista. Toiminnassa pyritään myös materiaalivirtojen hallintaan ja uusiutumattomien luonnonvarojen suljettuun kiertoon. Kiertotalouden näkökulmasta Gävlen sataman laajennus ruoppausmassoja hyödyntäen on yksi malliesimerkki satamatoimintojen kehittämisessä (Van Dooren ja Braam 2015).

Satamien kiertotaloutta tukevat toimenpiteet voivat olla jätemateriaalien hyödyntämistä toimijan omalla alueella tai satamaverkostoon kuuluvilla alueilla tapahtuvaa toissijaista materiaalien hyödyntämistä (esim. Bioport of Europe projekti Rotterdamin satamassa). Toimet voivat perustua lyhytaikaisiin hankkeisiin (esim. Antwerpenin sataman kestävän kehityksen strategia) tai pitkän aikavälin strategioihin (esim. Amsterdamin sataman ja Rotterdamin sataman visiot vuoteen 2013). Gävlen sataman esimerkissä pilaantuneiden ruoppausmassojen hyödyntäminen aloitettiin pienen mittakaavan pilottihankkeista, hyödyntäen useiden tahojen sedimenttien käsittelyyn liittyvää osaamista ja sivutuotteita jatkaen lopulta useiden yritysten yhteiseen, täyden mittakaavan toteutukseen (Carpenter ym. 2018).

### 8.1 Gävlen satama Ruotsissa

Gävlen sataman laajennushanke alkoi vuonna 2007. Edellisinä vuosina liikennemäärien todettiin kasvaneen huomattavasti ja siksi tarvittiin uusia maa-alueita ja pidempiä laitureita suurempien alusten sijoittamiseksi. Samaan aikaan Ruotsin merenkulkuviranomainen (SMA) ehdotti yhteishanketta satamaan johtavan laivaväylän syventämiseksi ja levenyttämiseksi. Tavoitteena oli säilyttää Gävlen satama suurena satamakeskuksena. (Carpenter ym. 2018)

Sedimentin ruoppaustarve oli noin 4 miljoonaa m<sup>3</sup>, josta noin 1 miljoonan m<sup>3</sup>:n oletettiin olevan raskasmetallien ja polaaromaattisten hiilivetyjen (PAH) pilaamaa. Haitallisten aineiden pitoisuudet ylittivät Ruotsin ympäristöviranomaisen hyväksymät tasot. Gävlen satama-alueen pilaantuneimmat sedimentit sijaitsivat pääasiassa ylimmässä 0,5 metrin paksuisessa sedimenttikerroksessa. Nämä sedimentit olivat löyhästi tiivistynyttä materiaalia ja savea vesipitoisuuden ollessa jopa 90 %. Raskasmetallien kulkeutumisriskin todettiin olevan suuri ruoppauksen yhteydessä. Yleensä tällainen materiaali käsitellään läjittämällä (Carpenter ym. 2018).

Gävlen sataman vesialueen lähellä sijaitsee useita teollisuuslaitoksia. Sedimentin haitalliset aineet olivatkin pääasiassa peräisin ylävirralla sijaitsevista mm. teräs- ja selluteollisuuslaitoksista sekä lyijy- ja sinkkipitoisen malmin käsittelystä. Päästölähteet olivat aiheuttaneet sedimentin pilaantumista raskasmetalleilla, PCB- ja PAH-yhdisteiden ohella. Toisin kuin monilla muilla satama-alueilla, sataman ja laivaliikenteen päästöistä johtuvat sedimenttien TBT-pitoisuudet olivat suhteellisen alhaiset.

Alkuvaiheessa satama harkitsi vaihtoehtona STABCON-projektin kehittämää menetelmää maapinta-alan lisäämiseksi. STABCON-projektin menetelmässä pilaantuneet ruoppausmassat stabiloitiin ja kiinteytettiin sementillä (STABCON 2011). Ongelmaksi muodostui se, ettei kyseinen menetelmä soveltunut näin mittavaan toimintaan. Lisäksi sementin hinta sideaineena oli erittäin korkea, mikä teki stabiloinnista liian kallista laajemmassa mittakaavassa. Satama alkoikin etsiä vaihtoehtoisia materiaaleja.

Vattenfallilla oli 100 kilometrin päässä Gävlestä Uppsalan lämmityslaitos, joka tuotti suuria määriä biopolttoainetta tuhkaa. Vattenfall etsi keinoja hyödyntää poltossa syntynyttä tuhkaa. Pilaantuneiden sedimenttien stabilointi ja kiinteyttäminen tuhalla edellytti toimenpidelupaa Ruotsin ympäristöoikeudelta. Saadakseen luvan satama työskenteli yhteistyössä useiden asiantuntijatahojen kuten SGI, Luulajan teknillinen yliopiston ja Kokkolan sataman kanssa. Gävlen satama sai ruoppausluvan väylälleen vuonna 2011. Samat tahot osallistuivat myöhemmin EU-rahoitteiseen SMOCS-projektiin, jota toteutettiin vuosina 2007–2013. Projektin yhtenä tavoitteena oli määritellä periaatteet ja suuntaviivat



sedimenttien kestäväälle käsittelylle (SMOCS 2013). Syntynyt ohjeistus sisälsi laajasti hävittämiseen tai hyötykäyttöön liittyviä näkökulmia mukaan lukien hyödyntämispaikan sopivuuden, riskien ja ympäristövaikutusten arvioinnin (Carpenter ym. 2018).

SMOCS-projektin osana tehtiin kenttätesti Gävlen satamassa vuonna 2010. Testillä pyrittiin osoittamaan stabilointi- ja kiinteytysmenetelmän sovellettavuus kyseisessä kohteessa ottaen erityisesti huomioon käsiteltävän sedimentin geotekniset ja ympäristöominaisuudet sekä käyttäytymisen rakenteissa. Sopiva sedimentin ja sideaineiden resepti (sementin, lentotuhkan ja teräksen valmistuksen kuonan yhdistelmä) määritettiin laboratoriotestien ja niitä seuranneiden kenttäkokeiden avulla. Valitun reseptin tuli taata se, että laiturit ja laajennettu maa-ala olivat riittävän kantavia raskaille nostureille ja konteille eikä käsitellyistä ruoppausmassoista vapaudu mereen merkittävässä määrin haitta-aineita pitkään ajan kuluttua.

Yleensä stabiloinnissa käytettävä lentotuhka (sivutuote) on halvempaa kuin sementti (valmistettu materiaali). Toisaalta kuljetus- ja käsittelykustannukset voivat näillä sivutuotteella olla kalliimpia kuin sementillä. Gävlen sataman tapauksessa lentotuhkan käyttö oli taloudellisempaa tarjoten siten kustannussäästöjä. Hankkeen oli myös osoitettava, että menetelmää pystyisi käyttämään suuren mittakaavan satamarakentamisessa ja että sideaineita olisi riittävästi saatavilla. Lisäksi oli järjestettävä käytettävien tuotteiden varastointi.

Satama-alueen laajennus vaati loppujen lopuksi voimallaitoksen kahden vuoden lentotuhkat. Materiaali saatiin maksutta ja sitä kuljetettiin satama-alueen varastoon yhdessä suuren sementtimäärän ja teräksen valmistuksessa syntyvän kuonan kanssa. Tällä tavoin monet kiertotalouden tunnusmerkit täyttyivät. Haitallisia aineita sisältävät ruoppausmassat muutettiin haitattomaan muotoon käyttämällä paikallisten toimijoiden jättemateriaaleja (lentotuhka ja kuona) samalla vähentäen jätteiden loppusijoittamista kaatopaikoille. Lisäksi satama sai laiturien seinärakenteisiin tarvittavan kiviaineksen lähellä sijainneelta joutomaalta ja minimoi näiltäkin osin kuljetuksista aiheutuneet päästöt ja kustannukset. Gävlen sataman hanke on myös esimerkki teollisesta symbioosista, jossa toisen toimijan jätteitä hyödyntämällä syntyy tuote. Kaikki osapuolet hyötyvät yhteistyöstä (Carpenter ym. 2018).

Gävlen satamahanke toteutettiin vuosina 2012–14, jolloin ruoppauksella poistettiin 600 000 m<sup>3</sup> pilaantunutta massaa ja yhteensä jopa 4,2 miljoonaa m<sup>3</sup> sedimenttiä. Suurin osa ruoppausmassan sisältämästä vedestä hyödynnettiin prosessissa, jossa pilaantunutta sedimenttiä sekoitettiin sideaineiden kanssa. Tällä hankkeella Gävlen satamaan syntyi yli 39 ha uutta maa-aluetta, josta 15,4 ha saatiin aikaan stabiloimalla pilaantunutta ruoppausmassaa. Valmistumisen jälkeen rakenteiden annettiin kuivua muutama vuosi. Tämän jälkeen alueita voitiin vähitellen alkaa käyttää tavaroiden käsittelyyn. Maa-alue kesti kävelyä jo muutaman päivän päästä rakentamisesta (Carpenter ym. 2018).

Gävlen sataman laajennus on yksi suurimmista hankkeista, jossa pilaantunutta ruoppausmassaa on stabiloitu ja kiinteytetty käyttämällä muuta sidosainetta kuin betonia. Laajennus mahdollisti suurempien alusten pääsyn satamaan ja laivaväylä leveni 60 metristä 128 metriin. Väylän syväyskin kasvoi melkein kolmella metrillä 13,5 metriin (Carpenter ym. 2018).

## 8.2 The IJsseloog Alankomaissa

Alankomaissa sijaitsee yksi suurimmista ja teknologialtaan kehittyneimmistä ympäristön kunnostukseen liittyvistä ruoppausprojekteista. Tarkoituksena oli puhdistaa Ketelmeer-järven pilaantuneet sedimentit. Järvi sijaitsee IJssel-joen suulla ja järveä ovat kuormittaneet paitsi IJssel myös Rein-joen varrella sijaitseva teollisuus. Yhdessä nämä lähteet ovat kerrostaneet järven pohjaan paksulta pilaantunutta sedimenttiä. (DGSI 2016)

Järven kaivetut ruoppausmassat on varastoitu keskelle järveä rakennettuun tekosaareen (IJsseloog), jonka halkaisija on kilometrin ja joka on 50 metriä syvä. Tämä pyöreä tekosaari pystyi varastoimaan 23 miljoonaa m<sup>3</sup> ruoppausmassaa. IJsseloogin rakentaminen aloitettiin vuonna 1996 ja se valmistui vuonna 1999. IJsseloogin rakentamisen aikana tärkeimmät huolenaiheet olivat vedenpinnan tason sekä järven

ympäristötilan säilyttäminen. Tehdyllä ratkaisulla pilaantunut ruoppausmassa varastoitiin pysyvästi, ilman vuotoriskiä. Pilaantuneen ruoppausmassan varastointi ja käsittely päätettiin tehdä keskellä järveä sijaitsevassa saarella eikä rannikolla. Siten voitiin välttää maataloudelle tai lähialueen asukkaille aiheuttavia häiriöitä.

Saarella sijaitsi laitteisto, joka erotteli haitalliset aineet ruopatusta hiekasta ja turpeesta. Puhdistettu hiekka käytettiin rakennusmateriaalina muilla alueilla ja turve läheisen kosteikkoalueen parantamiseen. Jäljelle jäävä liete pumpattiin saaren keskellä sijaitsevaan altaaseen. Vuotojen estämiseksi altaan pohja oli tiivistetty savella ja vuorattu kalvolla. Lisäksi varastoaltaan vedenpinta sijaitsee järvenpinnan alapuolella. Varaston täytyttyä se eristettiin saven ja hiekan kerroksilla, minkä jälkeen saarta ja kosteikkoaluetta oli mahdollista käyttää virkistys- ja luonnonsuojelualueena (DGSI 2016).

### 8.3 New Jersey Yhdysvalloissa

Yhdysvalloissa New Jerseyssä ruoppausmassoja pidetään materiaalina, joka tulee hyödyntää aina kun se on mahdollista. New Yorkin ja New Jersey'n satamien alueellinen ruoppaus tiimi (RDT) on tehnyt ruoppausmassojen hallintaan varten ohjeistuksen (Maher ym. 2010). Sen mukaisesti:

- 1) tarpeetonta ruoppaamista tulee välttää,
- 2) sedimentistä johtuvaa pilaantumista tulee välttää,
- 3) ruoppausmassat tulee hyötykäyttää ja
- 4) vain sellaiset ruoppausmassat tulee hävittää, joita ei pystytä hyötykäyttämään.

Nämä periaatteet otettiin käyttöön jo 1990 luvulla. Vuoteen 2010 mennessä oli noin 10 miljoonaa m<sup>3</sup> ruoppausmassoja hyötykäytetty. New Yorkin ja New Jersey'n satamien kunnossapidosta syntyvän ruoppausmassan käyttöä vaikeuttaa se, että kyseinen sedimentti on yleensä nestemäistä mutaa, jossa on runsaasti lietettä, savea ja orgaanista ainetta. Se sisältää myös merkittäviä määriä klorideja, raskasmetalleja ja orgaanisia yhdisteitä. Ruoppausmassalla onkin sellaisenaan huonot tekniset ominaisuudet sekä märkänä että kuivattuna. Lisäksi sen käyttöä on rajoitettu haitallisten aineiden vuoksi. Sopivan hyötykäyttöä edistävän menetelmän löytäminen kyseiselle ruoppausmassalle on osoittautunut haastavaksi.

Kyseiselle ruoppausmassalle optimaaliseksi käsittelyvaihtoehdoksi on osoittautunut pozzolaanisen aineen lisääminen. Tämä lisäaine vähentää massan vesipitoisuutta, parantaa sen käyttöominaisuuksia ja auttaa sitomaan epäpuhtauksia vähentämällä materiaalin läpäisevyyttä. Portland-sementti onkin yleisimmin käytetty lisäaine ruoppausmassan kiinteyttämiseen ja stabilointiin New Yorkin ja New Jersey'n satamissa.

Sementin ja veden reagoidessa muodostuu kalsiumsilikaatteja ja aluminaattien hydraatteja, jotka sitovat ruoppausmassan partikkeleja yhteen. Tämä hydraatioreaktio vapauttaa hydratoitua kalkkia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , joka vuorostaan reagoi savimineraalien kanssa. Hydraatio tapahtuu välittömästi sementin lisäämisen jälkeen ruopattuun massaun, kun taas toissijaiset reaktiot, kuten sementoituminen, tapahtuu huomattavasti hitaammin, kuten myös ruopatun massan ja kalkin reaktiot. Sementin hydratoinnin aikana muodostuvat vahvat emäkset liuottavat piidioksidia ja alumiinioksidia ruopatusta massasta. Sementin hydrolyysin aikana vapautuneet kalsiumionit reagoivat liuotetun piidioksidin ja alumiinioksidin kanssa muodostaen sementinomaista materiaalia. Lopputuloksena käsitelty ruoppausmassa sisältää sekä kovettuneita sementtipartikkeleita että kovettuneita ruoppausmassan partikkeleita. Tällä tavalla käsitelty ruoppausmassa on osoittautunut erittäin käyttökelpoiseksi täyttömaaksi (Maher ym. 2010).

Satamassa on useita ruopatun massan käsittelylaitoksia, joista kukin pystyy käsittelemään noin 4000 m<sup>3</sup> sedimenttiä päivässä. Nykyään lähes kaikki sedimentti näistä maailman pilaantuneimmista satamista hyödynnetään. Ensimmäisistä käsiteltyjä ruoppausmassoja on käytetty mm. golfkentillä, parkkipaikoilla, rakennusten pohjustuksiin ja valtateiden valleissa. Niitä on myös käytetty Pennsylvanian



hylättyjen hiilikaivosten täyttämisen, jolloin tavoitteena on ollut vähentää ympäristö- ja terveysvaikutuksia entisillä kaivosalueilla. New Jersey pyrkii edelleen kehittämään uusia ja innovatiivisia tapoja ruopattun materiaalin hyötykäyttöön. Erityisesti tutkitaan materiaalien käsittelytapoja, jossa haitta-aineet samalla vähenisivät turvalliselle tasolle. Tällaisia menetelmiä ovat esimerkiksi sedimenttien lämpökäsittely tai peseminen. Menetelmät on todettu lupaaviksi, joskin kalliiksi (Maher ym. 2010).

#### 8.4 Ruoppausmassojen hyödyntäminen Suomessa

Suomessa ruoppausmassojen hyödyntäminen perustuu hyvin pitkälti ruoppausmassojen stabilointiin. Massastabilointia ryhdyttiin käyttämään Suomessa jo noin 25 vuotta sitten erityisesti teiden rakentamisen yhteydessä. Ensimmäistä kertaa kyseistä menetelmään käytettiin ruoppausmassojen käsittelyyn Haminan satamassa vuonna 1996. Stabiloituja ruoppausmassoja käytettiin tällöin konttiterminaalien kentän rakentamiseen.

Massastabilointia on menetelmänä kehitetty ja paranneltu koko ajan, jotta sen taloudellisuutta, teknistä suorituskkyä ja ympäristöystävällisyyttä on saatu parannettua. Usein ajatellaan, että stabiloidulla massalla on oltava vähintään samat käytettävyyssominaisuudet kuin vastaavalla neitseellisellä materiaalilla. Lisäksi stabiloinnilla on kyettävä sitomaan sedimentin haitta-aineet pysyvästi stabiloituun massaan. Käytännössä sideaineet valitaan käsiteltävän sedimentin ja tarjolla olevien sideaineiden, kuten teollisuuden sivutuotevirtojen, perusteella (Lahtinen ym. 2014).

*ABSOILS-projektissa* ruoppausmassa stabiloitiin altaissa sementin ja lentotuhkan avulla. Kuivumisen jälkeen stabiloitu massa kuljetettiin useisiin eri rakentamiskohteisiin Helsingin kaupungin alueella. Stabiloidun ruoppausmassan määrä olivat:

1. vaiheessa noin 20 000 m<sup>3</sup> vuosina 2010–2011,
2. vaiheessa 90 000 m<sup>3</sup> vuonna 2012,
3. vaiheessa 21 000 m<sup>3</sup> vuonna 2014.

Vaiheissa 1. ja 2. sideaineena käytettiin sementtiä. Kakkosvaiheessa osa sedimentistä stabiloitiin hyödyntäen sekä lentotuhkaa että sementtiä. Tällöin havaittiin, että stabiloidun ruoppausmassan lujuus ja homogeenisuus oli paljon parempi kuin käyttäen pelkästään sementtiä. Ensimmäisessä vaiheessa stabilointiin käytetyn sementin määrä oli 60 kg/m<sup>3</sup> ja toisessa vaiheessa 40–80 kg/m<sup>3</sup>. Kakkosvaiheen testissä käytettiin 40 kg/m<sup>3</sup> sementtiä ja 150–500 kg/m<sup>3</sup> lentotuhkaa. Kolmannessa vaiheessa käytettiin jopa viittä erilaista sideaineseosta ruoppausmassojen stabilointiin. (Forsman ym. 2015, 2017)

Ruoppausmassan korkea vesipitoisuus vaikuttaa huomattavasti massastabiloinnissa tarvittavaan sementin määrään. Massastabilointikokeiden perusteella voitiin havaita, että lentotuhkan (ja savukaasujen rikinpoiston lopputuote) ja sementin (tai kalkin) seos kuten myös liuskeöljytuhkan käyttö yksinään antoi vahvemman ja yhtenäisemmän lopputuloksen kuin pelkän sementin käyttö. Lentotuhkan liukoisuusominaisuudet testattiin ja saadut tulokset osoittivat, ettei lentotuhkasta liukene merkittäviä määriä ympäristölle haitallisia aineita. Lentotuhkan käyttö sideaineena tarjoaakin vaihtoehdon märkien ja pehmeiden massojen käsittelyyn. Myös hiilijalanjälki on huomattavasti pienempi sementtiin verrattuna (Forsman ym. 2017).

Länsi-Sataman stabiloinnit toimivat esimerkkinä suuren mittakaavan massastabiloinnista, jossa huonolaatuista sedimenttiä muutettiin rakennusmateriaaliksi. Stabiloitua materiaalia on käytetty hyödyksi Helsingin kaupungin alueella useissa rakennus- ja täyttökohteissa, ja jopa vaativissa maarakennuskohteissa kuten meluvalleissa (Forsman ym. 2017).

*STABLE projektissa* haitallisia aineita sisältävä ja teknisesti vaativa Aurajoen sedimentti massa stabiloitiin sekoittamalla sementtiä, kuonaa ja lentotuhkaa (prosessistabilointi). Stabiloitua ruoppausmassaa hyödynnettiin sataman rakenteissa täyttömateriaalina. (Lahtinen ym. 2014)

Turun satama on sijoittunut Aurajoen suulle. Joki kuljettaa sedimenttiä noin 100 000 m<sup>3</sup> vuodessa. Siksi satamaliikenteen sujuminen vaatii väylien ruoppauksia. Sedimentit ovat voimakkaasti pilaantuneita erityisesti tributyylitinalla, jota on sedimentteihin kumuloitunut laivaliikenteen lisäksi laivanrakennuksen ja teollisuuden päästöjen seurauksena. Suuresta haitallisten aineiden pitoisuudesta johtuen noin 80 000 m<sup>3</sup> suuruisen ruoppausmassan mereen tai maalle läjittäminen ei vaikuttanut tarkoituksenmukaiselta vaihtoehdolta.

STABLE- projektin avulla pyrittiin löytämään ruoppausmassoille käsittelyvaihtoehto, jolla haitalliset aineet saataisiin sidottua stabiloituun massaan, joka voitaisiin stabiloinnin jälkeen hyödyntää sataman rakenteissa. Projektissa käytettiin stabilointiin sementtiä, lentotuhkaa sekä masuunikuonaa. Erityisesti lentotuhka osoittautui erinomaiseksi sideaineeksi, koska se lisäsi erittäin vesipitoisen massan lujuusominaisuuksia. Jos stabilointiin olisi käytetty pelkästään sementtiä, sitä olisi tarvittu 250 kg/m<sup>3</sup>. Käyttämällä kuonaa ja lentotuhkaa voitiin sementin määrää vähentää 45 kg/m<sup>3</sup>. Jätevirtoja hyödyntämällä saatiin siten selvää kustannussäästöä, sillä sementin hinta hankkeen toteutuksen aikoihin oli korkea. Jättemateriaalien käyttö myös alensi käsittelyn hiilidioksidipäästöjä. Haitta-aineiden sitomiskyky varmistettiin liukoisuustesteillä. Testit osoittivat myös lentotuhkan sitovan TBT:tä paremmin kuin sementti (Lahtinen ym. 2014).

*SMOCS-projektissa* haasteena oli Kokkolan sataman raskasmetalleilla pilaantuneiden sedimenttien käsittely hyötykäyttökelpoiseksi materiaaliksi. Kokkolan sataman merialuetta ovat kuormittaneet sekä teollisuuden että kaupungin päästöt. Sedimenttien haitta-ainepitoisuudet ylittivät paikoitellen tasot, jonka voidaan katsoa olevan haitallista pohjaeliöstölle. Pääasialliset haitta-aineet Kokkolan sataman sedimenteissä ovat As, Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn ja TBT. Osana SMOCS-projektia Kokkolan satamassa stabiloitiin yli 12 500 m<sup>3</sup> pilaantunutta sedimenttiä. Stabiloinnin jälkeen ruoppausmassat voitiin käyttää satamakentän rakentamiseen. Tässä tapauksessa stabiloinnin sideaineena käytettiin reaktiivista biotuhkaa. Käytetty menetelmä oli erittäin tehokas ja taloudellinen. (Lahtinen ym. 2014)

Ylijäämämaiden, sivutuotevirtojen ja stabiloinnin tutkimusta on käsitelty varsin laajasti Niemeläisen (2015) diplomityössä. Se sisältää tietoa mm. stabiloinnin historiasta ja vaadittavista testeistä sekä stabiloinnin jälkeisestä rakenteen seurannasta.

## 8.5 Kansainvälisiä esimerkkejä viherrakentamisesta ja ekologisesta kunnostamisesta

Ruoppausmassoja voidaan käyttää mutaisten rantakosteikkojen ja vuorovesirantojen elinympäristöjen kunnostamiseen. Tällaisilla toimenpiteillä edistetään ruoppausmassojen hyötykäyttöä, ylläpitäen ja jopa lisäten kunnostettavien alueiden biologista monimuotoisuutta sekä parantaen rannikkoalueiden eroosion kestoa ja tulvasuojauksella kestäväällä tavalla.

*DEFRA*n (2008) tekemän suuren mittakaavan hyötykäyttökokeilun päätavoitteena oli toiminnan fyysikaalisten ja biologisten vaikutusten seuranta. Kokeilussa Iso-Britanniassa sijoitettiin 200 000 m<sup>3</sup> multaista ruoppausmassaa suoraan vuorovesirannalle. Tulokset antoivat paljon tietoa lajiston ekologisesta toipumisesta ja eliöiden leviämisestä alueelle ruoppausmassojen sijoittamisen jälkeen.

Eliöstö asutti vuorovesivyöhykkeen rannat 12–24 kuukaudessa ruoppausmassojen sijoittamisen jälkeen. Lajimäärät alueella olivat runsaita. Osalle rannoista eliölajit olivat levinneet jo 6 kuukautta massojen sijoittamisen jälkeen. Laajamittainen kokeilu toi selvästi esille ruoppausmassojen käytön hyödyt vuorovesirantojen kunnostuksessa ja osaltaan myös hävensi epäilyksiä toiminnan hyödyistä, joita tällaisiin toimiin liittyy (DEFRA 2008). Ruopatun sedimentin hyötykäyttö ei ainoastaan vaikuttanut arvokkaiden rannikkoelinympäristöjen, kuten lintujen pesimäalueinaan käyttämien kosteikkojen, parantamiseen vaan se myös edisti tulvasuojelua. Samalla muun muassa luotiin hiilinieluja sekä lisättiin rannikkoalueiden viihtyisyyttä ja virkistysarvoa. Läjittämällä sedimentit mereen olisi menetetty mahdollisuus rannikkoalueiden elinympäristöjen palauttamiseen. Palauttamisella todettiin olevan varsin moninaisia ja laaja-alaisia hyötyjä (Ausden ym. 2018).

*Eriejärvellä* Yhdysvalloissa on tutkittu vaihtoehtoisia tapoja kierrättää ja hyötykäyttää ruoppausmassoja vihreän infrastruktuurin ja elävän arkkitehtuurin sovelluksiin. Tutkimusten mukaan ruoppausmassasta tehdyt kevytrakenteet toimivat viherkattojen kasvualustoina ja vastasivat suorituskyvyltään vastaavia kaupallisia tuotteita. Ruoppausmassasta valmistetuilla viherkatoilla oli korkea vedenpidätuskyky. Kasvualustan suotovesitestin tulokset osoittivat tällaisen rakenteen veden laadun olevan verrattavissa kaupallisen tuotteen laatuun. Ruoppausmassasta rakennettu kasvualusta selvisi hyvin myös talvesta (Bhairappanavar ym. 2018).

Euroopan Unioni kannustaa etsimään uusia vaihtoehtoja ruoppausmassojen hyötykäyttöön. Parhailaan on menossa mm. *AGRISED-projekti* (LIFE 17/ENV/IT/000269), jossa tarkoituksena on, kompostimalla yhdessä ruoppausmassaa ja kasviperäistä viherjätettä, tuottaa Technosol-maa-ainesta. Tätä maa-ainesta on tarkoitus käyttää paitsi maa-alueilla myös EU:n alueella markkinoitavien koristekasvien kasvattamiseen. (Macci ym. 2018)

## 9 Ruoppausmassojen käyttö tuotteissa

Sedimenttien hyötykäyttö edellyttää materiaalin esikäsittelyä. Ruoppausmassasta on tarpeen poistaa ylimääräistä vettä ja käsitellä tuota poistettua vettä. Tämän lisäksi usein on tarve epäpuhtauksien ja haitallisten aineiden poistamiseen tai niiden sitomiseen esimerkiksi kemiallisen stabiloidinnin tai lasituksen avulla. Veden poistamisen jälkeen ruoppausmassalle on mahdollista löytää erilaisia hyötykäyttökohteita. Massaa voidaan esimerkiksi käyttää betonin valmistuksessa (Oh ym. 2011), tuottaa kevyitä maarakeita (aggregaatteja, Wei ym. 2008) tai käyttää joko päällysteiden pohjamateriaalina (Duboi ym. 2009) tai teiden kerroksissa (Wang ym. 2011, Achour ym. 2014). Alankomaissa (pilaantuneesta) ruoppausmassasta valmistetut vallit tarjoavat suojaa tulvia vastaan (Bernardini ja van Duijvenbode 2005). Sedimenttejä voidaan hyödyntää myös tuotettaessa rakennusmateriaaleja kuten tiiliä ja laattoja.

Sedimenttien sisältämä luonnon savi ja hiekka ovat uusiutumattomia luonnonvaroja, joiden korvaamista jättemateriaaleilla kuten jätevesilietteilä (esim. Cusidó ym. 2012), metallurgisilla kuonilla (esim. Pioro ja Pioro 2004) tai ruoppausmassoilla voidaan pitää järkevänä. Meriaggregaateista puhuttaessa tarkoitetaan ei-metallia sisältävää merisedimenttiä (hiekka ja sora), joita käytetään esimerkiksi moottoritien ja rakennusten rakentamisessa, täytemateriaalina sekä rannan ja hiekkadyynien täytöissä. Meriaggregaattiteollisuus luokittelee rakeisen sedimenttimateriaalin, jonka hiukkaskoko on 0,063–4 (tai 5) mm hiekaksi. Jos hiukkaskoko on enemmän kuin 4 (tai 5) mm niin materiaali luokitellaan soraksi (Radzevičius ym. 2010).

Viime vuosina suurin osa merestä ruopatusta kiviaineksesta on saatu Pohjanmeren alueelta, Itämereltä, Englannin kanaalista, Irlannin mereltä ja Pohjois-Atlantilta. Hiekka ja sora muodostavat jopa 95 % ruopatusta materiaalista. Eniten kiviainesten ruoppausta tekevät Alankomaat, Iso-Britannia, Tanska ja Ranska. Myös Espanjassa nostetaan paljon hiekkaa ruoppaamalla. Ruopatun merihiekan pääasialliset käyttökohteet ovat rantojen täydentäminen, rannikkoalueiden suojausrakenteet ja maanpinnan kohottaminen sekä eroosion torjunta. Merihiekka soveltuu myös monenlaiseen rakennustoimintaa, kuten päällystettyjen alueiden pohja- ja välikerroksiin. Sitä on käytetty esimerkiksi Rotterdamin sataman ja Iso-Beltingin sillan rakentamisessa. Euroopan ulkopuolella siitä on rakennettu kokonaisia saaria. Myös Espanjassa nostetaan paljon hiekkaa ruoppaamalla. Se myös käytetään lähes yksinomaan hiekkarantojen kunnostamiseen. Vastaavasti Alankomaat käyttää 50 % ruopatusta hiekasta tätä tarkoitusta varten ja Iso-Britannia vain 12 % (Limeira ym. 2011).

Ruopattujen massojen kelpoisuus tiilien valmistuksessa on osoitettu monissa laboratoriomittakaavan tutkimuksissa mm. Yhdysvalloissa (Mezencevova ym. 2012) ja Malesiassa (Salim ym. 2012). Ranskassa (Agostini ym. 2007) toteutettiin täysimittainen teollinen kokeilu, jossa pilaantunutta sedimenttiä käytettiin tiilien tuotantoon. Sedimentti stabiiloitiin ensin Novosol-prosessissa, jossa raskasmetallit inerteisoiitiin ja orgaaniset haitta-aineet poistettiin lämpökäsittelyllä (Agostini ym. 2007). Käsiteltyä sedimenttiä voitiin tämän jälkeen käyttää korvaamaan osittain kvartsihiekkää (Samara ym. 2009). Kvartsihiekan korvaaminen käsitellyillä sedimenteillä lisää tiilien puristuslujuutta huomattavasti, ja samalla kutistuminen, huokoisuus ja veden imeytyminen vähenivät. Murskatut tiilet täyttivät vaadittavat ympäristönormit, minkä perusteella ne voitiin hyväksyä haitattomiksi materiaaleiksi (Samara ym. 2009).

Myös Saksassa on valmistettu tiiliä Bremenin sataman sedimenteistä. Näistä tiilistä ei liuenut haitallisia aineita liukoisuustesteissä (Hamer ja Karius 2002). Ruopatut massat voivatkin olla käyttökelpoisia tiilien tuotannossa, jolloin niillä voidaan korvata ns. neitseellisiä raaka-aineita. Edellytyksenä on, että tuotteiden laatuvaatimukset täyttyvät ja ympäristöturvallisuus voidaan taata. Tämä raaka-aineiden korvaaminen on taloudellista, joskin säästöt ovat vähäiset. Ongelmana saattaa olla myös kuluttajien ja ammattimaisten ostajien asenteet ja hyväksyntä. Markkinoiden syntymisen edellytyksenä on, että ostajat saadaan vakuuttuneiksi näiden tuotteiden laadusta ja turvallisuudesta (Cappuyns ym. 2015).

Ozer-Erdogan ym. (2016) tutkivat käsittelemättömän ja käsitellyn ruoppausmassan käyttöä osana sekoitusvalmistusta (ns. ready-mix) betonia. Neljältä turkkilaiselta satamalta kerätyt ruoppausmassat oli

arvioitu kansallisen lainsäädännön mukaisesti ja muunnettu yhdeksi ruoppausmassaksi. Betonin piidioksidihiekka korvattiin käsittelemättömällä tai käsitellyllä komposiitti-ruoppausmassalla (COMP-U / COMP-T). Testattavia sekoitussuhteita oli viisi (0%, 25%, 50%, 75%, 100%). Betonituotteista analysoitiin mekaaninen kestävyys, liukenemisomaisuudet sekä mineraloginen ja mikrorakenne. Betoniseokset, joissa oli 50% COMP-U:tä ja 100% COMP-T:tä täyttivät betoniseoksen C25/30-luokan vähimmäisvaatimukset. Tutkimustulosten mukaan ruoppausmassaa voitaisiin käyttää hyväksi betoniseoksissa, mikäli se esikäsitellään ennen hyödyntämistä.

Ruoppausmassojen yhtenä hyödyntämisvaihtoehtona on niiden käyttö geopolymeerimateriaalien valmistuksessa. Massojen etuna ovat alhaiset kustannukset ja helppo saatavuus. Italiassa tehdyissä kokeissa analysoitiin geopolymeerimateriaalin ominaisuuksia ja niiden mahdollista käyttökelpoisuutta esimerkiksi satamien rakennusaineena. Napolin satamasta peräisin ollutta ruoppausmassaa ja voimalaitoksen lentotuhkaa sekoittamalla saatiin aikaan geopolymeerimateriaalia, jonka mekaaniset ominaisuudet olivat jopa parempia kuin vertailussa käytetyllä hiekalla. Lisäksi huuhtoutumistestien ja Italian käyttämien raja-arvojen perusteella ruopatun massan ja lentotuhkan muodostama seos voitiin luokitella inertiksi ja haitattomaksi jättemateriaaliksi (Lirer ym. 2017). Italiassa on myös vitrifikaation avulla tuotettu pilaantuneesta sedimentistä ns. mustaa lasia, jota edelleen voidaan käyttää mineraalivillan valmistuksessa. Näiden materiaalien laajempi teollisen mittakaavan toteutus puuttuu edelleen (Cappucci ym. 2015).

## 10 Yhteenveto

Euroopan Unioni ei erityisesti säätele ruoppaustoimintaa tai mereen läjittämistä. Kuitenkin EU:n ajama politiikka ohjeistaa vähentämään syntyvän jätteen määrää ja edistämään jätteiden hyötykäyttöä. Tämä kannustaa myös etsimään hyödyllisiä käyttötarkoituksia merestä ruopatuille massoille. Vaikka EU:lla ei olekaan ruoppausta koskevaa direktiiviä, kansainväliset sopimukset kuten HELCOM ja OSPAR ohjeistavat ruoppaustoimintaan ja mereen läjittämistä.

Eri valtiot arvioivat ruoppaustoimintaan liittyviä riskejä vaihtelevilla tavoilla, ja muun muassa käytettävät haitallisten aineiden raja-arvot eroavat huomattavasti toisistaan jopa saman merialueen valtioiden kesken. Eroja on myös siinä missä määrin ruoppausmassoja käytetään hyödyllisellä tavalla joko rannikkoalueiden kehittämisessä tai esimerkiksi satamarakenteissa.

Ruoppaustoiminnalla ja varsinkin mereen läjittämisellä on vaikutuksia meriympäristölle etenkin veden samentumisen sekä mahdollisten haitta-aineiden leviämisen vuoksi. Mereen läjittäminen ei ole suositeltava vaihtoehto, jos muita hyödyllisempiä käyttömuotoja ruoppausmassoille on olemassa. Pilaantuneiden maiden käsittelyyn soveltuvat puhdistusmenetelmät soveltuvat usein myös haitallisia aineita sisältävien ruoppausmassojen käsittelyyn ja puhdistamiseen.

Suomessa ruoppausmassoja on käsitelty lähinnä massastabiloimalla, minkä jälkeen käsiteltyjä massoja on hyödynnetty joko satamarakenteissa tai muissa maarakennuskohteissa. Stabiloinnissa on voitu hyödyntää teollisuuden sivutuotevirtoja kuten lentotuhkaa, mikä tukee osaltaan myös kiertotalouden tavoitteiden saavuttamista. Käsiteltyä ruoppausmassoja voitaisiin hyödyntää myös esimerkiksi viherrakentamisessa ja jopa kasvatusalustoina. Joissakin maissa on myös kehitetty ruoppausmassoista tuotteita, kuten laattoja ja tiiliä. Myös Suomessa ruoppausmassat tulisi nähdä potentiaalisina raaka-aineina, mikä tukisi näiden materiaalien nykyistä monipuolisempaa ja laajempaa hyötykäyttöä.

## Lähteet

- Achour, R., Abriak, N.E., Zentar, R., Rivard, P. & Gregoire, P. 2014. Valorization of unauthorized sea disposal dredged sediments as a road foundation material. *Environ. Technol.* 35(13-16): 1997-2007.
- Agostini, F., Skoczylas, F. & Lafhaj, Z. 2007. About a possible valorisation in cementitious materials of polluted sediments after treatment. *Cem. Concr. Comp.* 29: 270-278.
- Ahkola, H. 2020. Passiivinäytteenotto pilaantuneiden pohjavesialueiden tutkimisessa ja seurannassa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 24/2020. ISBN: 978-952-11-5178-1. <http://hdl.handle.net/10138/316119>
- Ahkola, H. & Salminen, J. 2019. Uuden ruoppausohjeen soveltamisesta. Kestävä ruoppaus- ja läjitystoiminta (KERTOMA) 22.10.2019. Julkaisematon. 28 s.
- Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V. & Beolchini, F. 2015. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *J. Clean. Prod.* 86: 24-36.
- Al-Hamdani, Z. & Reker, J. (Eds.) 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE Interim Report No. 10. <https://balance-eu.org/xpdf/balance-interim-report-no-10.pdf> [Vierailtu 1.10.2020.]
- Alvarez-Guerra, M., Viguri, J.R., Casado-Martínez, M.C. & DelValls, T.Á. 2007. Sediment quality assessment and dredged material management in Spain. Part I: application of sediment quality guidelines in the bay of Santander. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3: 529-538.
- Ausden, M., Dixon, M., Lock, L., Miles, R., Richardson, N. & Scott, C. 2018. Precipitating a SEA Change in the Beneficial Use of Dredged Sediment (SEABUDS) RSPB Technical Report. <https://www.rspb.org.uk/globalassets/downloads/documents/conservation-projects/seabuds-report.pdf> [Vierailtu 10.9.2020.]
- Barjoveanu, G., De Gisi, S., Casale, R., Todaro, F., Notarnicola, M. & Teodosiu, C. 2018. A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments. *Journal of Cleaner Production* 201: 391-402.
- Bernardini, P. & van Duijvenbode, J.D. 2005. Contaminated dredged material: building material of the future? An Investigation into building mounds of dredged material in The Netherlands. *Terra et Aqua* 99: 15-21.
- Bhairappanavar, S., Liu, R. & Coffman, R. 2018. Beneficial Uses of Dredged Material in Green Infrastructure and Living Architecture to Improve Resilience of Lake Erie. *Infrastructures* 2018 (3) 42: 1-16. doi:10.3390/infrastructures3040042
- Bolam, S.G. & Whomersley, P. 2005. Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin* 50: 40-47.
- Bonomo, L., Careghini, A., Dastoli, S., De Propriis, L., Ferrari, G., Gabellini, M. & Saponaro, S. 2009. Feasibility studies for the treatment and reuse of contaminated marine sediments. *Environ. Technol.* 30: 817-823.
- Bray, N. & Cohen, M. (Eds.) 2010. Dredging for development. International Association of Dredging Companies/International Association of Ports and Harbors. Tokio. 84 s.
- Cappuyns, V., Deweirt, V. & Rousseau, S. 2015. Dredged sediments as a resource for brick production: Possibilities and barriers from a consumers' perspective. *Waste Management* 38: 372-380.
- Cappucci, S., La Marca, F., Falcone, R., Fabrizio, N. & De Pol, S. 2015. Sediment's vitrification from industrial sites and their reuses secondary raw materials for mineral wool production. Coastal and Maritime Mediterranean Conference. <http://dx.doi.org/10.5150/cmcm.2015.025>
- Careghini, A., Dastoli, S., Ferrari, G., Saponaro, S., Bonomo, L., De Propriis, L. & Gabellini, M. 2010. Sequential solidification/stabilization and thermal process under vacuum for the treatment of mercury in sediments. *J. Soil. Sediment.* 10: 1646-1656.
- Carette, A. 2011. Regulatory aspects of Sediment Management in the EU. Sustainable dredging of Mediterranean Ports: the future for sediment management (special session). 7th international SedNet event, 6-9 April 2011. Venice Italy. <https://sednet.org/download/SpecialSession1-2-Ann-Carette.pdf> [Vierailtu 3.3.2020.]
- Carpenter, A., Lozano, R., Sammalisto, K. & Astnerd, L. 2018. Securing a port's future through Circular Economy: Experiences from the Port of Gävle in contributing to sustainability. *Marine Pollution Bulletin* 128: 539-547.
- CEDA 2010. Dredged Material as a Resource: Options and Constraints. A CEDA Information Paper. [https://dredging.org/documents/ceda/downloads/publications-2010-6-ceda\\_information-paper-dredgedmaterialasaresource.pdf](https://dredging.org/documents/ceda/downloads/publications-2010-6-ceda_information-paper-dredgedmaterialasaresource.pdf) [Vierailtu 10.9.2020.]

- Childs, J. L. 2015. Dredged Material Management Categories for Tracking Beneficial Use. DOER Technical Notes Collection. ERDC TN-DOER-R22. Vicksburg, MS: US Army Engineer Research and Development Center. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA619013.pdf> [Vierailtu 15.9.2020.]
- Cusidó, J.A. & Cremadesa Lázaro, V. 2012. Environmental effects of using clay bricks produced with sewage sludge: leachability and toxicity studies. *Waste Manag.* 12(6): 1202-1208.
- Dede, P., Sazakli, E. & Leotsinidis, M. 2018. Dredges' management: Comparison of regulatory frameworks, legal gaps and recommendations, *Global NEST Journal* 20(1): 88-95.
- DEFRA 2008. Large scale use of muddy dredged materials for sustainable flood defences and habitat management - AE0260. Summary Report. 56 s.
- DelValls, T., Andres, A., Belzunce, M., Buceta, J., Casado-Martinez, M., Castro, R., Riba, I., Viguri, J.R. & Blasco, J. 2004. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trends Anal. Chem.* 23: 819-828.
- De Witte, B., Ruttens, A., Ampe, B., Waegeneers, N., Gauquie, J., Devriese, L., Cooreman, K. & Parmentier, K. 2016. Chemical analyses of dredged spoil disposal sites at the Belgian part of the North Sea. *Chemosphere* 156: 172-180.
- DGSI 2016. Land reclamation. <https://web.archive.org/web/20160805233139/http://slopeindicator.com/stories/kettelmeer.php>. [Vierailtu 7.7.2020.]
- DPC 2009. Challenging the Industry. Panama Report, Dredging and Port Construction Magazine, May 2009.
- Duboi, V., Abriak, N.E., Zentar, R. & Balliv, G. 2009. The use of marine sediments as a pavement base material. *Waste Manag.* 29: 774-782.
- Fang, L.S., Chou, W.R. & Dong, C.D. 2013. How does marine benthic ecology is influenced by dredged sediments disposal? Proceedings of the 35th Ocean Engineering Conference in Taiwan. National Sun Yatsen University. November 2013.
- Forsman, J., Jyrävä, H., Lahtinen, P., Niemelin, T. & Hyvönen, I. 2014. Massastabilointikäsikirja. Luopioinen ja Espoo. 62 s.
- Forsman, J., Lindroos, N. & Korkiala-Tanttu, L. 2015. Three mass stabilisation phases in the west harbour of Helsinki, Finland, geotechnical and environmental properties of mass stabilised dredged sediments as construction material. Deep mixing 2015 conference 2.-5.6.2015. San Francisco. s. 671-680.
- Forsman, J., Napari, M., Piispanen, P. & Lindroos, N. 2017. Utilization of mass stabilized dredged mud and clay as fill and embankment construction material, case City of Helsinki. Proceedings of the 19th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Seoul 2017.
- Fraser, M.W., Short, J., Kendrick, G., McLean, D., Keesing, J., Byrne, M., Caley, M.J., Clarke, D., Davis, A.R., +13 more. 2017. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological Indicators* 78: 229-242.
- Fredette, T.J. & French, G.T. 2004. Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 49: 93-102.
- FRTR (Federal Remediation Technologies Roundtable) 2002. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0. <http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>. [Vierailtu 4.5.2020.]
- Hamer, K. & Karius, V. 2002. Brick Production with dredged harbour sediments. An industrial-scale experiment. *Waste Manag.* 22: 521-530.
- Harrington, J. & Smith, G. 2013. Guidance on the Beneficial Use of Dredge Material in Ireland. Report commissioned by Environmental Protection Agency. School of Building & Civil Engineering Cork Institute of Technology. 96 s.
- Harvey, M., Gauthier, D. & Munro, J. 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufils, Baie Des Chaleurs, Eastern Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 41-55.
- HELCOM 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea, Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B, Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
- HELCOM 2015. Revised HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2016/11/HELCOM-Guidelines-for-Management-of-Dredged-Material-at-Sea.pdf> [Vierailtu 2.4.2020.]
- Häkkinen, J., Kiiski, A., Malk, V., Myyrä, M. & Penttinen, O.-P. 2010. Kemikaalikuljetusonnettomuuteen varautuminen Kymenlaaksossa –ympäristöriskien arviointi ja puhdistusmenetelmien vertailu. Helsinki, Yliopistopaino. ChemRisk-hankkeen selvitys. ISBN 978-952-10-4816-6



- IADC 2017. Dredged material as a resource. <https://www.iadc-dredging.com/wp-content/uploads/2017/03/FA2019-05-Dredged-Material-as-a-Resource.pdf> [Vierailtu 3.9.2020.]
- ICRAM - APAT 2006. Handbook for Marine Sediments Handling [in Italian: Manuale per la movimentazione di sedimenti marini], Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Protezione della Natura]. [http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/biblioteca/dpn\\_manuale\\_movimentazione\\_sedimenti\\_marini.pdf](http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/biblioteca/dpn_manuale_movimentazione_sedimenti_marini.pdf) [Vierailtu 3.7.2020.]
- Ju, Y.R., Chen, C.W., Chen, C.F. & Dong, C.D. 2016. Metal accumulation in benthic invertebrates and sediments at the Kaohsiung Ocean Disposal Site, Taiwan. *Desalin. Water Treat.* 57: 29254-29263.
- Koroljova, A. & Pototski, A. 2019. Use of Oil Shale Fly Ash as a Binder Material in Stabilization of Soft Soils. <https://www.semanticscholar.org/paper/Use-of-Oil-Shale-Fly-Ash-as-a-Binder-Material-in-of-Koroljova-Pototski/50ca7823f2e18b02279dce638e446c7916461592> [Vierailtu 3.9.2020.]
- Kurda, R., Silvestre, J.D. & de Brito, J. 2018. Toxicity and environmental and economic performance of fly ash and recycled concrete aggregates use in concrete: A review. *Heliyon* 4 (2018) e00611. doi: 10.1016/j.heliyon.2018. e00611
- Laasonen, J. 2000. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymijoen ja kenttäkokeiden suunnittelu. VTT julkaisu 843. ISBN 951-38-5025-0. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/julkaisut/2000/843.pdf>. 115 s.
- Lahtinen, P., Forsman, J., Kiukkonen, P., Kreft-Burman, K. & Niutanen, V. 2014. Proceedings of the South Baltic Conference on Dredged Materials in Dike Construction Rostock, 10-12 April 2014 ISBN: 978-3-86009-409-9
- Limeira, J., Etcheberria, M., Agulló, L. & Molina D. 2011. Mechanical and durability properties of concrete made with dredged marine sand. *Constr. Build. Mater.* 25: 4165-4174.
- Lirer, S., Liguori, B., Capasso, I., Flora, A. & Caputo, D. 2017. Mechanical and chemical properties of composite materials made of dredged sediments in a fly-ash based geopolymer. *Journal of Environmental Management* 19: 1-7.
- Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Renella, G. & Masciandaro, G. 2018. Use of dredged sediments for plant nursery and soil rehabilitation: The example of "life agrised" project. *Bulletin of Scientific Information* 35: 29-34.
- Maher, A., Douglas, W. S., Jafari, F. & Peccioli, J. 2010. The Processing and Beneficial Use of Fine-Grained Dredged Material. A Manual for Engineers. 193-RU2763. 131 s.
- Manap, N. & Voulvolis, N. 2015. Data analysis for environmental impact of dredging. *Journal of Cleaner Production* 137: 394-404.
- Marques, A.P.G.C., Rangel, A.O.S.S. & Castro, P.M.L. 2011. Remediation of heavy metal contaminated soils: an overview of site remediation techniques. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 41: 879-914.
- Mattila, A. 2007. Termiset menetelmät. - Ympäristögeotekniikan tutkielma, TKK. 19 s.
- Mattila, J., Raunio, J. & Anttila-Huhtinen, M. 2011. Haminan sataman vesistö- ja kalataloustarkkailut vuonna 2010. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti 148/2011. 34 s.
- Mezencevova, A., Yeboah, N.N., Burns, S.E., Kahn, L.F. & Kurtis, K.E. 2012. Utilization of Savannah Harbor river sediment as the primary raw material in production of fired brick. *J. Environ. Manag.* 113: 128-136.
- Miskewitz, R.J., Hires, R.I., Korfiatis, G.P., Sidhoum, M., Douglas, W.S. & Su, T.L. 2008. Laboratory measurements of the volatilization of PCBs from amended dredged material. *Environ Res* 106(3): 319-325.
- Mulligan, C.N., Young, R.N. & Gibbs, B. F. 2001. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of Hazardous Materials* 85: 145-163.
- Munari, C. & Mistri, M. 2014. Spatio-temporal pattern of community development in dredged material used for habitat enhancement: A study case in a brackish lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 89: 340-347.
- Nathanail, J., Bardos, P. & Nathanail, P. 2007. Contaminated land management – ready reference. - EPP Publications, Land Quality Press.
- Nendza, M. 2002. Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere* 48: 865-883.
- Netzband, A., Reincke, H. & Bergemann, M. 2002. The River Elbe: a case study for the ecological and economical chain of sediments. *J Soils Sediments* 2(3): 112-116.
- Niemeläinen, E. 2015. Stabiloitujen ylijäämämaiden ympäristökelpoisuus maarakenteissa. Aalto University, Civil and environmental engineering. 125 s.
- Oh, H., Lee, J., Banthia, N. & Talukdar, S. 2011. An experimental study of the physicochemical properties of a cement matrix containing dredged materials. *Mater. Sci. Appl.* 2: 848-858.

- Olsen, M., Petersen, K., Lehoux, A.P., Leppänen, M., Schaanning, M., Snowball, I., Øxnevad, S. & Lund, E. 2019. Contaminated Sediments: Review of solutions for protecting aquatic environments. *TemaNord* 2019:514. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1336098/FULLTEXT01.pdf> [Vierailtu 7.7.2020.]
- OSPAR 2010. Quality status report 2010. Assessment of the environmental impact of dumping of wastes at sea. [https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433\\_JAMP\\_Dumping\\_Assessment.pdf](https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433_JAMP_Dumping_Assessment.pdf) [Vierailtu 6.5.2020.]
- OSPAR 2014. OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material at Sea. OSPAR Commission. 39 s.
- Ozer-Erdogan, P., Basar, H. M., Erden, I. & Tolun, L. 2016. Beneficial use of marine dredged materials as a fine aggregate in ready-mixed concrete: Turkey example. *Construction and Building Materials* 124: 690-704.
- Pajukallio, A.-M., Wahlström, M. & Alasaarela, E. (Toim.) 2011. Maarakentamisen uusiomateriaalit. Ympäristökelpoisuuden osoittaminen ja tuotteistaminen. Ympäristöministeriön raportteja 11/2011, Helsinki. ISBN: 978-952-11-3862-1 (PDF). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=126084&lan=fi>
- Palermo, M., Schroeder, P., Estes, T. & Francingues, N. 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. USACE Environmental laboratory ERDC/EL TR-08-29. 304 s.
- Palumbo, L. 2007. Sediment management of nations in Europe. Palumbo, L. & Bortone, G. (Eds). *Sustainable Management of Sediment Resources*. Published by SedNet. Netherlands. 2007.
- Parson, L.E. & Swafford, R. 2012. Beneficial Use of Sediments from Dredging Activities in the Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research* 60: 45-50.
- Pazikowska-Sapota, G., Dembska, G. & Blažauskas, N. 2012. Contamination in sediments from the Baltic Sea region Situation and Methods. Technical Report. doi: 10.13140/RG.2.1.2520.1043
- Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus – yleisimpien menetelmien esittely. - Suomen ympäristökeskuksen moniste 227. 51 s.
- Petrucci, E., Montanaro, D. & Merli, C. 2011. Sequential extraction analysis provides decision-making tools for the use of contaminated sediments. *Chemistry and Ecology* 27(S1): 107-118. doi: 10.1080/02757540.2010.536155
- PIANC 2009. World Association for Waterborne Transport Infrastructure (PIANC). Dredged material as a resource: Options and constraints. Delft, The Netherlands.
- Pioro, L.S. & Pioro, I.L. 2004. Reprocessing of metallurgical slag into materials for the building industry. *Waste Manag.* 24 (4): 371-379.
- Ports Australia 2014. Dredging and Australian Ports Subtropical and Tropical Ports, Australia, Available at: <http://www.portsaustralia.com.au/assets/Publications/Dredge-Report-Low-Res.pdf> [Vierailtu 25.6.2020.]
- Radzevičius, R., Velegrakis, A.F., Bonne, W.M., Kortekaas, S., Garel, E., Blažauskas, N. & Asariotis R. 2010. Marine aggregate extraction regulation in EU member states. *Journal of Coastal Research* 51: 15-38.
- Reis, E., Lodolo, A. & Miertus, S. 2007. Survey of sediment remediation technologies. <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/Survey-of-sediment-remediation-tech.pdf> [Vierailtu 3.6.2020.]
- Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutuksien perusteella. VTT Tiedotteita 1853. VTT Espoo. 63 s.
- Röper, H. & Netzband, A. 2011. Assessment Criteria for Dredged Material with special focus on the North Sea Region. Hamburg Port Authority. Germany. [http://sednet.org/download/Dredged\\_Material\\_Criteria\\_North\\_Sea\\_0611.pdf](http://sednet.org/download/Dredged_Material_Criteria_North_Sea_0611.pdf) [Vierailtu 3.8.2020.]
- Salim, W.S.W., Mohd, N., Sadikon, S.F., Arsha, M.F., Wahid, N. & Salleh, M. 2012. The preliminary investigation on the dredged marine sediment of Kuala Perlis as a potential brick material. *Int. Proc. Chem. Biol. Environ. Eng.* 42: 25-29.
- Samara, M., Lafhaj, Z. & Chapiseau, C. 2009. Valorization of stabilized river sediments in fired clay bricks: factory scale experiment. *J. Hazard. Mater.* 163: 701-710.
- Sapota, G., Dembska, G., Bogdaniuk, M. & Holm, G. 2012. Environmental policy and legislation on dredged material in the Baltic Sea Region – analysis. Conference: Baltic International Symposium (BALTIC), 2012 IEEE/OES. doi: 10.1109/BALTIC.2012.6249171
- Sednet 2001. Part D – Current and future policies and regulatory framework (POR II). Project Report POR II – Dredged Material in the Port of Rotterdam – Interface between Rhine Catchment Area and North Sea. The Netherlands. [http://sednet.org/download/Part\\_D\\_Current\\_and\\_future\\_policies\\_and\\_regulatory\\_framework\\_\(POR\\_II\).pdf](http://sednet.org/download/Part_D_Current_and_future_policies_and_regulatory_framework_(POR_II).pdf) [Vierailtu 3.8.2020.]
- Sheehan, C., Harrington, J.R. & Murphy, J.D. 2009. Dredging and dredge material beneficial reuse in Ireland. *Terra et Aqua* 115: 3-14.

- Sheehan, C. & Harrington, J. 2012. Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. *Waste Management* 32: 1031-1044.
- Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M. & Prevedelli, D. 2005. Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emiliae Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 50: 1595-1605.
- Smith, S.D.A. & Rule, M.J. 2001. The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1040-1048.
- SMOCS 2013. Sustainable Management of Contaminated Sediments Guideline. 82 s. [www.smocs.eu](http://www.smocs.eu). [Vierailtu 4.8.2019.]
- Sorvari, J. 2000. Ympäristökriteerit mineraalisten teollisuusjätteiden käytölle maarakentamisessa. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 421/2000. Helsinki. ISBN: 952-11-0747-2.
- STABCON 2011. STABCON webpage. Available at: <http://www.stabcon.com/web/page.aspx?sid=6157> [Vierailtu 4.4.2020.]
- Staniszewska, M. & Boniecka, H. 2018. Dangerous compounds in the dredged material from the sea – Assessment of the current approach to the evaluation of contaminations based on the data from the Polish coastal zone (the Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 130: 324-334.
- Stronkhorst, J., Ariese, F., van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J., Daan, R., Murk, A.J. & Vethaak, A.D. 2003. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ Pollut.* 124(1): 17-31.
- Todaro, F., De Gisi, S. & Notarnicola, M. 2016. Contaminated marine sediments: Waste or resource? An overview of treatment technologies. *Procedia Environmental Science, Engineering Management* 3-4: 157-164.
- Tuomikoski, M. 2008. Pilaantuneita maita sisältävien sementti- ja bitumistabiloitujen kenttärakenteiden toimivuus. - Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja 40. Ammattikorkeakoulututkinnon opinnäytetyö. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Visamäki. 23.5.2008.
- USACE 2007. Role of the Federal Standard in the Beneficial Use of Dredged Material from US Army Corps of Engineers New and Maintenance Navigation Projects Beneficial Uses of Dredged Materials, U.S. Army Corps of Engineers and US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Van Dooren, N. & Braam, G. 2015. The Netherlands as a Circular Hotspot. Powerpoint presentation. <http://green-alliance.org.uk/resources/6%20-0Nico%20van%20Dooren%20&%20Guido%20Braam.pptx> [Vierailtu 6.5.2020.]
- Vidal, R. 2006. Dredging in Spanish Waters, Roberto Vidal, Dredging in Coastal Waters. Taylor and Francis Group. 125-136 s.
- Wang, D., Abria, N.E. & Zentar, R. 2011. Durability analysis of fly ash/cement solidified dredged materials. Coastal and Maritime Mediterranean Conference, Morocco. doi: 10.5150/cmcm.2011.053
- Wang, L., Tsang, D.C.W. & Poon, C. 2015. Green remediation and recycling of contaminated sediment by waste-incorporated stabilization/solidification, *Chemosphere* 122: 257-264.
- Wei, Y.L., Yang, J.C., Lin, Y.Y., Chuang, S.Y. & Wang, H.P. 2008. Recycling of harbor sediment as light-weight aggregate. *Mar. Pollut. Bull.* 57: 867-872.
- YM (Ympäristöministeriö) 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. [http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10138/41523/OH\\_2\\_2007.pdf](http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10138/41523/OH_2_2007.pdf)
- YM (Ympäristöministeriö) 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. ISBN: 978-952-11-4327-4. <http://hdl.handle.net/10138/136564>
- YM (Ympäristöministeriö) 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. ISBN 978-952-11-4449-3. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH\\_1\\_2015.pdf?sequence=1](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH_1_2015.pdf?sequence=1)

## Liite

Itämeren maissa käytössä olevia haitallisten aineiden raja-arvoja Sapota ym. (2012) mukaan sekä lisäksi esimerkkinä OSPAR alueen maiden raja-arvoista Alankomaiden ja Irlannin raja-arvot (Röper & Netzband 2011).

Aine	yksikkö	Tanska		Liettua				Saksa (20 µm jae);		Latvia		Puola	Venäjä		Viro		Alanko- maat	Irlanti		
		Raja- arvo 1	Raja- arvo 2	Taso II		Taso III		Taso IV	1. Raja- arvo	2. Raja- arvo	1. Raja- arvo	2. Raja- arvo	Raja- arvo saastu - neelle	Tavoite arvo (puh- das)	koht. pilaan- tunut sedi- mentti	Raja- arvo (tavoite arvo)	Teol- lisuus- alueen raja- arvo	Ohje/ raja- arvo	Raja- arvo 1	Raja-arvo 2
	Hiekka			Muta	Hiekka	Muta	Hiekka/ muta													
Arseeni (As)	mg/kg kuiva-ainetta	20	60					> 29	30	150	20	30	≥ 30	29	55	20	50	29	9	70
Sinkki (Zn)		130	500	60-100	< 300	100-400	300-400	> 400	350	1750	200	400	≥ 1000	140	720	200	1500	365	160	410
Elohopea (Hg)		0,25	1	0,1-0,2	< 0,5	0,2-1,2	0,5-1,2	> 1,2	1	5	0,5	1,5	≥ 1	0,3	1,6	0,5	10	1,2	0,2	0,7
Kromi (Cr)		50	270	30-50	< 100	50-200	100-200	> 200	150	750	100	300	≥ 200	100	380	100	800	120	120	370
Nikkeli (Ni)		30	60	10-20	< 50	20-100	50-100	> 100	50	250	20	50	≥ 75	35	45	50	500	45	21	60
Kadmium (Cd)		0,4	2,5	0,5-1	< 2	1-5	2-5	> 5	2,5	12,5	1	3	≥ 7,5	0,8	7,5	1	20	4	0,7	4,2
Lyijy (Pb)		40	200	20-50	< 100	50-200	100-200	> 200	100	500	100	200	≥ 200	85	530	50	600	110	60	218
Kupari (Cu)		20	90	10-40	< 100	40-200	100-200	> 200	40	200	100	200	≥ 150	35	90	100	500	60	40	110
Rauta (Fe)																				
Vanadiini (V)																				
Tina (Sn)																10	300			
Koboltti (Co)																20	300			
Mineraaliöljy indeksi				20-200	< 500	200-1500	500-1500	> 1500	300	1000	100	400		180	3000	100	5000	1250	1000 (TEHs)	
PAH yhdisteet			3 (8 PAH:n sum- ma)	30 (8 PAH:n sum- ma)				> 0,1	1 (6 PAH:n sum- ma)	3 (6 PAH:n sum- ma)				1 (10 PAH:n summa)	10 (10 PAH:n summa)	5	200	8 (10 PAH:n summa)	4 (16 PAH:n summa)	
Naftaleeni											0,01	0,1								
Antraseeni											0,01	0,1								
Fenantreeni											0,05	0,5								
Fluoranteeni										0,3	3									
Bentso(a)antraseeni										0,03	0,4	≥ 1,5								
Kryseeni										1,1	11									

Bentso(k)fluoranteeni										0,2	2	≥ 1,5							
Bentso(a)pyreeni										0,3	3	≥ 1,0							
Bentso(ghi)peryleeni										0,8	8	≥ 1,0							
indeno(123cd)pyreeni										0,6	6	≥ 1,0							
dibentso(ah)antraseeni												≥ 1,0							
bentso(b)fluoranteeni												≥ 1,5							
PCBs		0,02 (7 yhd. sum- ma)	2 (7 yhd. sum- ma)					> 0,03				≥ 0,3 (7 PCB:n sum- ma)	0,02 (6 PCB:n sum- ma)	0,2 (7 PCB:n summa)			0,1 (7 yhdis- teen summa)	0,007 (7 PCB:n summa)	1,26
CB 28	µg/kg kuiva-ainetta							2	6	1	30		1	30				1	180
CB 52								1	3	1	30		1	30				1	180
CB 101								2	6	4	30		4	30				1	180
CB 118								3	10	4	30		4	30				1	180
CB 138								4	12	4	30		4	30				1	180
CB 153								5	15	4	30		4	30				1	180
CB 180								2	6	4	30		4	30				1	180
Tributyyliitina TBT		7	200					20	60	3	30						250 tai 115 ranni- kolla	100 TBT+DBT	500 TBT+DBT
DDT	mg/kg kuiva-ainetta							1	3	0,01 (summa DDT, DDD, DDE)	0,03 (sum- ma DDT, DDD, DDE)		0,0025 (sum- ma DDT, DDD, DDE)	0,02 (sum- ma DDT, DDD, DDE)	0,1	5	0,02 (summa DDT, DDD, DDE)		
DDE								1	3										
DDD								3	10										
alfa HCH								0,4	1				0,0025	0,02	0,05	2			
gamma-HCH								0,2	0,6				0,00005	0,02	0,05	2		0,0003	0,001
HCB								2	6						2	25	0,02	0,0003	0,001
Pentaklooribentseeni								1	3										
PCDD/PCDF	ng WHO-TEQ/kg									20	500								









ISBN 978-952-11-5231-3 (PDF)

ISBN 978-952-11-5230-6 (nid.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

ISSN 1796-1718 (pain.)